

Tesis de Maestría

Microalgas nocivas presentes en aguas del Canal de Beagle (Tierra del Fuego)

Almandoz, Gastón Osvaldo

2009

Tesis presentada para obtener el grado de Magíster de la
Universidad de Buenos Aires en Ciencias Ambientales de la
Universidad de Buenos Aires

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. Su utilización debe ser acompañada por la cita bibliográfica con reconocimiento de la fuente.

This document is part of the Master's and Doctoral Theses Collection of the Central Library Dr. Luis Federico Leloir, available in digital.bl.fcen.uba.ar. It should be used accompanied by the corresponding citation acknowledging the source.

Cita tipo APA:

Almandoz, Gastón Osvaldo. (2009). Microalgas nocivas presentes en aguas del Canal de Beagle (Tierra del Fuego). Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad de Buenos Aires. http://hdl.handle.net/20.500.12110/tesis_n4846_Almandoz

Cita tipo Chicago:

Almandoz, Gastón Osvaldo. "Microalgas nocivas presentes en aguas del Canal de Beagle (Tierra del Fuego)". Tesis de Magíster. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad de Buenos Aires. 2009. http://hdl.handle.net/20.500.12110/tesis_n4846_Almandoz

EXACTAS UBA

Facultad de Ciencias Exactas y Naturales



UBA

Universidad de Buenos Aires

“Microalgas nocivas presentes en aguas del Canal de Beagle (Tierra del Fuego)”

Trabajo para optar por el grado de
Magíster en Ciencias Ambientales

2009



Autor

Gastón Osvaldo Almandoz

Directores

Martha E. Ferrario y Nora I. Maidana

AGRADECIMIENTOS

A mis directores, Martha Ferrario y Nora Maidana, por brindarme su apoyo incondicional para el desarrollo de esta tesis.

A Marcelo Hernando, por compartir los datos y muestras para realizar este estudio y su valiosa experiencia de trabajo en el Canal de Beagle.

A Sergio Licea y Patricia Sarmiento, por su buena predisposición para fotografiar una y otra vez especímenes “imposibles” de *Pseudo-nitzschia* al microscopio electrónico de transmisión y barrido, respectivamente.

A Rut Akselman y Santiago Fraga, por sus comentarios y opiniones brindados sobre distintos aspectos de los dinoflagelados.

A Inés Sunesen, por su ayuda con la determinación de algunas especies de diatomeas.

A Andrés Boltovskoy, por facilitarme la valiosa bibliografía de Enrique Balech.

A todos mis compañeros del departamento de Ficología del Museo de La Plata, por su buena predisposición para compartir espacios, equipamientos, conocimientos y momentos de esparcimiento.

A mi esposa, Elisa Bazzuri, por todo el apoyo y “aguante” permanente, por la lectura crítica de este manuscrito y la comprensión de siempre.

Este estudio pudo realizarse gracias al apoyo financiero recibido a través de los subsidios PICT 25509 -Agencia-, PIP-5603 -Conicet- y 11/N 542 -UNLP- obtenidos por M. Ferrario y un subsidio para Jóvenes Investigadores de la UNLP (Resolución N° 977/09). Finalmente, quiero agradecer al Comité Asesor de la Maestría en Cs. Ambientales (FCEyN-UBA) y al CONICET por las becas otorgadas durante la cursada de la Maestría y el desarrollo del trabajo de tesis, respectivamente y a la Facultad de Ciencias Naturales y Museo (UNLP) por el lugar de trabajo.

Resumen	Pág. 3
Introducción	Pág. 5
Materiales y Métodos	Pág. 8
Área de estudio y sitio de muestreo	Pág. 8
Recolección de muestras y obtención de datos	Pág. 8
Análisis del fitoplancton	Pág. 10
Resultados	Pág. 12
Características físico-químicas	Pág. 12
Biomasa y abundancia del fitoplancton	Pág. 15
Composición del fitoplancton	Pág. 17
Presencia de especies toxígenas	Pág. 22
<i>Alexandrium catenella</i>	Pág. 22
<i>Alexandrium ostenfeldii</i>	Pág. 24
<i>Alexandrium tamarense</i>	Pág. 27
<i>Dinophysis acuminata</i>	Pág. 29
<i>Dinophysis rotundata</i>	Pág. 31
<i>Prorocentrum cordatum</i>	Pág. 32
<i>Pseudo-nitzschia australis</i>	Pág. 34
<i>Pseudo-nitzschia calliantha</i>	Pág. 36
<i>Pseudo-nitzschia fraudulenta</i>	Pág. 38
<i>Pseudo-nitzschia cf. seriata</i>	Pág. 40
Conclusiones y Discusión	Pág. 42
Referencias	Pág. 50
Anexo	Pág. 60

La ocurrencia de floraciones de microalgas tóxicas es un problema cada vez más frecuente a nivel mundial, que ocasiona severos daños sobre la salud pública, pérdidas económicas millonarias a la acuicultura, perjuicios al turismo y episodios de mortalidad de poblaciones naturales de peces, aves y mamíferos marinos.

En el Canal de Beagle (Tierra del Fuego) se han producido numerosos episodios de toxicidad provocados por microalgas, algunos de ellos con pérdidas humanas. Desde finales del año 2005 se ha implementado un programa de monitoreo que contempla la detección de ficotoxinas en mejillones y la presencia de algas nocivas en áreas de cultivo. Sin embargo, no existen antecedentes de estudios específicos destinados a establecer en forma fehaciente la identidad taxonómica de los distintos microorganismos involucrados. Por este motivo, en el presente estudio se analiza, mediante distintas técnicas de microscopía óptica y electrónica, la biodiversidad de microalgas fitoplanctónicas potencialmente tóxicas presentes durante un ciclo anual (Julio 2006-2007) en el sector este del Canal de Beagle.

El rasgo más sobresaliente de la dinámica del fitoplancton durante el período analizado fue el marcado contraste entre la baja concentración de biomasa y densidad durante el otoño-invierno y su notable incremento durante la primavera-verano. Los picos máximos de biomasa y densidad celular se produjeron durante Octubre y Noviembre y estuvieron relacionados con dos intensas floraciones de diatomeas del género *Chaetoceros* y *Thalassiosira*, respectivamente.

A partir del análisis de las muestras cuali y cuantitativas de fitoplancton se identificaron diez especies de microalgas potencialmente tóxicas, seis de ellas son dinoflagelados (*Alexandrium catenella*, *A. ostenfeldii*, *A. tamarense*, *Dinophysis acuminata*, *D. rotundata* y *Prorocentrum cordatum*) y las otras cuatro diatomeas (*Pseudo-nitzschia australis*, *P. calliantha*, *P. fraudulenta* y *P. cf. seriata*). Para cada una de ellas se presenta una descripción de sus caracteres morfológicos distintivos, datos morfométricos, comentarios taxonómicos e ilustraciones. Asimismo se incluyen observaciones respecto a su frecuencia y estacionalidad en el área de estudio y comentarios adicionales sobre sus episodios de toxicidad, tanto en la Argentina como en otros países del cono sur americano y otras regiones del mundo.

En términos generales, las especies toxígenas mostraron un incremento en su frecuencia y abundancia durante la primavera y el verano. Los máximos celulares de *A. catenella*, *D.*

acuminata y *P. calliantha* se encontraron dentro de los rangos de abundancia a partir de las cuales se suele detectar la acumulación de toxinas en mariscos. Asimismo, la aparición de *A. catenella* en las muestras de fitoplancton coincidió con la detección de toxinas paralizantes en mejillones, lo cual sugiere que esta especie pudo haber sido la responsable del episodio de toxicidad observado durante el período de estudio en el Canal de Beagle.

La incorporación del análisis del fitoplancton a un monitoreo de toxicidad representa la única forma de adquirir cierta capacidad de predicción sobre la aparición y desaparición de las floraciones tóxicas, brindando a los productores la posibilidad de realizar un mejor manejo de la explotación del recurso marisquero. Para esto resulta imprescindible comprender los ciclos de sucesión estacional y anual del fitoplancton e identificar los factores hidrográficos que controlan la dominancia de las distintas especies. En este sentido, es de esperar que los resultados de este estudio contribuyan a reforzar el programa actual de monitoreo en el Canal de Beagle y que sirvan de línea de base para la ejecución de investigaciones posteriores sobre esta problemática.

Las microalgas planctónicas constituyen un componente esencial de los mares y océanos del mundo, representan el primer eslabón en la cadena alimentaria y son responsables de la mayor parte de la productividad primaria de los ecosistemas marinos (Graham & Wilcox 2000). Asimismo, juegan un papel determinante en los ciclos biogeoquímicos globales, mediante la fijación de carbono y la producción de oxígeno atmosférico (Falkowski 1994; Arrigo 2005). Sin embargo, un pequeño porcentaje del total de especies descritas ($\approx 2\%$) posee la capacidad de generar compuestos tóxicos o nocivos que, en forma directa o indirecta, impactan negativamente en el medio ambiente y la salud (Smayda 1997). Entre ellas, las pertenecientes a los grupos de los dinoflagelados y las diatomeas son las principales productoras de potentes toxinas capaces de provocar distintos tipos de afecciones a la salud del hombre, en ocasiones con efectos letales (Van Dolah 2000).

A nivel mundial, las toxinas producidas por microalgas marinas son responsables de más de 60.000 intoxicaciones humanas por año, con una tasa de mortalidad de 1,5% (Van Dolah 2000). Asimismo, las floraciones de microalgas tóxicas ocasionan pérdidas económicas millonarias a la acuicultura, generan perjuicios al turismo y episodios de mortalidad de poblaciones naturales de peces, aves y mamíferos marinos (Hallegraeff 2004).

Los casos de intoxicación humana se producen fundamentalmente por el consumo de mariscos o pescados contaminados como resultado de la transferencia de toxinas a través de la cadena trófica (Whittle & Gallacher 2000). Las ficotoxinas comprenden un amplio espectro de sustancias de diferente naturaleza química, mecanismos de acción y actividad biológica diversa (Wang 2008). De acuerdo a los síntomas ocasionados y a los vectores involucrados, se reconocen cinco síndromes principales causados por microalgas tóxicas: la "Intoxicación Paralizante por Marisco" (*Paralytic Shellfish Poisoning* = PSP), la "Intoxicación Diarreica por Marisco" (*Diarrhetic Shellfish Poisoning* = DSP), la "Intoxicación Amnésica por Marisco" (*Amnesic Shellfish Poisoning* = ASP), la "Intoxicación Neurotóxica por Marisco" (*Neurotoxic Shellfish Poisoning* = NSP) y la "Intoxicación ciguatérica por pescado" (*Ciguatera Fish Poisoning* = CFP), (Van Dolah 2000). Aunque resulta poco preciso, es habitual el empleo del uso de los acrónimos (VPM/PSP) para referirse tanto a los distintos tipos de síndromes como a las toxinas que los ocasionan (Reguera 2002).

En la actualidad, existe consenso científico de que en las últimas dos décadas se han producido mayor cantidad de floraciones algales en áreas costeras de todo el mundo, con

un aumento en su extensión geográfica y duración. A su vez, se ha registrado una mayor cantidad de especies tóxicas involucradas, un incremento de las zonas de cultivo de moluscos afectadas y de las pérdidas económicas asociadas a las floraciones algales nocivas (Hallegraeff 2004; Heisler et al. 2008). No obstante, existe aún cierta controversia respecto al rol de las actividades antropogénicas sobre el incremento de las floraciones nocivas, especialmente en lo referido al fenómeno del cambio climático global, el transporte de aguas de lastre y al proceso de eutrofización (Hallegraeff & Gollasch 2006; Moore et al. 2008; Smayda 2008).

En la Argentina, los episodios más importantes de floraciones algales nocivas (FANs) en ambientes marinos han sido vinculados tradicionalmente a la presencia de distintas especies de dinoflagelados (Akselman 2001; Gayoso et al. 2002; Carreto et al. 2008). Entre ellas se destaca *Alexandrium tamarense*, una especie productora de toxinas paralizantes de moluscos (TPM) que ha ocasionado severos daños en la salud pública, causando la muerte de varias personas y perjuicios económicos a la acuicultura, como resultado de las vedas impuestas a la recolección y comercialización de mariscos (Santinelli et al. 2002; Gayoso & Fulco 2006). Por otro lado, estudios recientes han detectado la presencia de ácido domoico en muestras de fitoplancton y mejillones, una toxina que es producida principalmente por diatomeas del género *Pseudo-nitzschia* (Negri et al. 2004; Sastre et al. 2007). Este género, con una gran cantidad de nuevas especies descritas en los últimos años (ej. Lundholm et al. 2003, Amato & Montresor 2008), ha sido observado como un componente frecuente y abundante del fitoplancton para distintas zonas del Mar Argentino (Ferrario et al. 1999, 2002; Sastre et al. 2001; Almandoz et al. 2007; Almandoz 2008).

En el Canal de Beagle, el dinoflagelado *Alexandrium catenella* es reconocido como la especie responsable de numerosos episodios de toxicidad, algunos de ellos con pérdidas humanas (Benavides 1995; Guzmán et al. 2002). A pesar de que se han realizado algunas investigaciones sobre distintos aspectos del fitoplancton en el canal (Hamamé & Antezana 1999; Avaria et al. 2003; Pizarro et al. 2005; Hernando 2006), no existen antecedentes de estudios destinados a analizar la presencia de especies de microalgas tóxicas.

A fin de garantizar las condiciones sanitarias en la producción y/o comercialización de bivalvos, a finales del año 2005 la Secretaría de Desarrollo Sustentable y Ambiente de la Provincia de Tierra del Fuego implementó un programa de monitoreo en el Canal de Beagle que contempla la detección de ficotoxinas en mejillones y la presencia de algas nocivas en las áreas de cultivo. Los resultados previos señalan la ocurrencia de floraciones de algas tóxicas en forma recurrente durante el verano, las cuales ponen en riesgo la salud humana e

impactan negativamente en la economía regional (Hernando et al. 2007). Sin embargo, aún no se han realizado estudios específicos destinados a establecer en forma fehaciente la identidad taxonómica de los distintos microorganismos involucrados. Por este motivo, el presente estudio tiene como objetivo analizar, mediante distintas técnicas de microscopía óptica y electrónica, la biodiversidad de microalgas fitoplanctónicas potencialmente tóxicas presentes en el sector este del Canal de Beagle. Esta información resultará beneficiosa para comprender la dinámica poblacional de las distintas especies y su relación con las variables ambientales, contribuyendo en el largo plazo a la capacidad de predicción de las FANs y a la mitigación de sus impactos.

ÁREA DE ESTUDIO Y SITIO DE MUESTREO

El Canal de Beagle es un valle glacial de origen natural, que conecta a los océanos Pacífico y Atlántico en el extremo austral de América del Sur y que corre en dirección este-oeste, con un largo aproximado de 200 Km, un ancho medio de 5 Km y una profundidad promedio que varía entre 100 y 450 m (Bujalesky 2007).

Sus aguas de origen subantártico, presentan un ciclo de marea semidiurno con una amplitud de 1,2 m (Bujalesky et al. 2004). Una gran cantidad de pequeños ríos y arroyos provenientes de los valles intermontanos desembocan en el canal, mostrando un incremento en sus caudales entre septiembre y diciembre, a partir del derretimiento de nieve en las cuencas altas y el aumento de las precipitaciones (Hernando 2006). Las aguas del canal evidencian una homogeneidad vertical durante la mayor parte del año y sólo en el verano se observa estratificación de la columna de agua al este de la Isla Gable pero no así hacia el oeste (Bujalesky 2007).

Los dos asentamientos urbanos más importantes radicados sobre el Canal de Beagle son Ushuaia (en las costas argentinas) y Puerto Williams, sobre la margen chilena. Ushuaia, la ciudad más importante, posee una población estable superior a los 50.000 habitantes que llega a triplicarse durante el verano, cuando se produce el arribo masivo de turistas (Torres et al. 2009).

Dentro del área de estudio seleccionada, Punta Paraná en el Canal de Beagle (Fig. 1), existen centros de cultivo de mejillones y se realiza la extracción de moluscos de banco natural (Hernando et al. 2007). El punto de muestreo fijado para el monitoreo de algas tóxicas se localiza a los 54°52'50,01" S, 67°45'21,82" O, a una distancia aproximada de 300 m de la costa, donde se observa una profundidad de alrededor de 15m y un fondo de arena fina.

RECOLECCIÓN DE MUESTRAS Y OBTENCIÓN DE DATOS

Los datos y muestras analizadas en el presente trabajo se obtuvieron en el marco del proyecto "Monitoreo planctónico y ambiental para el desarrollo sustentable del cultivo comercial de mejillón (*Mytilus edulis chilensis*) en la zona de Almanza, Canal de Beagle

(Tierra del Fuego)", financiado por el Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (Proyecto PNUD Arg/02/018, subproyecto A-B-62, Responsables: Dr. Nemesio San Román y Dr. Marcelo Hernando).

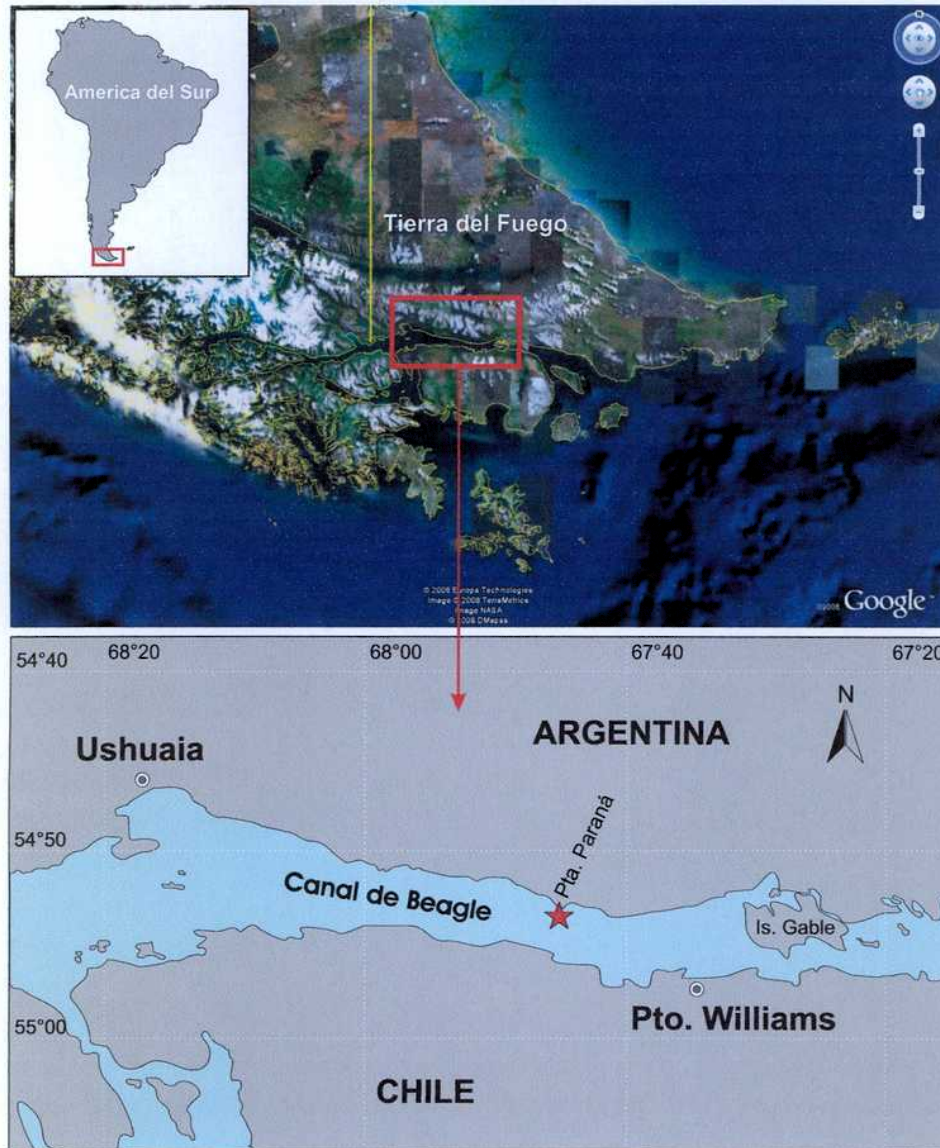


Figura 1: Mapa del área de estudio y localización del sitio de muestreo en el Canal de Beagle.

Los muestreos, a cargo del Dr. Marcelo Hernando, se realizaron durante un año, entre Julio de 2006 y Julio de 2007, con una frecuencia quincenal durante la mayor parte del año y semanal durante períodos de floraciones.

Conjuntamente con la toma de muestras se registró la temperatura, la salinidad, el oxígeno disuelto y el pH con un sensor multiparamétrico Horiba U-10. La profundidad de la zona eufótica, definida como aquella hasta donde penetra el 1% de la radiación fotosintéticamente activa, se estimó utilizando el coeficiente de atenuación de luz obtenido con disco de Secchi y la irradiancia en la columna de agua.

Para los análisis de las variables biológicas y químicas se obtuvo agua de mar a 2 metros de profundidad con una botella Niskin de 5 L arrojada desde una embarcación.

Una alícuota de 250 ml de cada muestra se fijó con solución de formol al 4% neutralizada con bórax, para el análisis cuantitativo del fitoplancton. Adicionalmente, se realizaron arrastres sub-superficiales con red de plancton de 23 μm de apertura de malla para el estudio cualitativo del fitoplancton. Ambos tipos de muestras, fijadas de igual modo, fueron conservadas a temperatura ambiente hasta su posterior análisis en laboratorio.

Por otro lado, para la determinación de clorofila *a*, se filtraron entre 0,5 y 2 litros de agua con filtros de fibra de vidrio (Whatman GF/F), que fueron refrigerados y puestos en oscuridad hasta su análisis en el Centro Austral de Investigaciones Científicas (CADIC, Ushuaia). La absorbancia de los extractos de clorofila *a*, obtenidos con 5 ml de metanol (Holm-Hansen & Rieman 1978), se midió con un fluorómetro Turner 450 con corrección para feopigmentos. Las concentraciones obtenidas fueron calculadas de acuerdo a Holm-Hansen et al. (1965).

Las muestras filtradas (40 ml) se almacenaron a -20 °C para el posterior análisis de nutrientes (nitratos, nitritos, fosfatos y silicatos) en el Instituto Argentino de Oceanografía (IADO, Bahía Blanca) empleando un analizador automático Technicon II, según lo indicado en Grasshof (1969), Grasshoff et al. (1983), Technicon (1977) y Eberlein & Kattner (1987).

ANÁLISIS DEL FITOPLANCTON

El análisis cualitativo y cuantitativo de las muestras de fitoplancton se realizó mediante la combinación de distintas técnicas de microscopía óptica y electrónica.

Para el análisis de las muestras cualitativas se emplearon dos microscopios Leica DM 2500 del Departamento de Ficología de la Facultad de Ciencias Naturales y Museo (UNLP); uno con contraste de fases y epifluorescencia, equipado con una cámara fotográfica digital Leica DFC 420 C y el otro con contraste de interferencia diferencial (DIC) y cámara fotográfica Leica D-LUX 3.

A fin de observar la presencia de colonias, organismos delicados, organelas celulares, etc., los análisis cualitativos se iniciaron con la observación de preparados transitorios (montados en agua).

Para el caso particular del estudio de las diatomeas, una fracción de la muestra cualitativa se trató para la eliminación de la materia orgánica con hipoclorito de sodio de acuerdo al procedimiento descrito en Almandoz (2008) y se montó en preparados fijos con Naphrax® (resina con alto índice de refracción), según lo indicado en Ferrario et al. (1995).

Para los análisis ultraestructurales se utilizó un microscopio Jeol JSM-6360 LV del Servicio de Microscopía Electrónica de Barrido (MEB) del Museo de La Plata. Adicionalmente, se realizaron observaciones con un microscopio Jeol 1200 EX del Servicio de Microscopía Electrónica de Transmisión (MET) de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM).

Para el estudio de los dinoflagelados, se observaron preparados teñidos con CalcoFluor utilizando microscopía de epifluorescencia UV (Fritz & Triemer 1985).

Una vez efectuado el análisis cualitativo y conociendo la composición taxonómica del fitoplancton, se continuó con el análisis cuantitativo. El recuento celular se realizó según la técnica de Utermöhl (1958) utilizando un microscopio invertido con contraste de fases Iroscope SI-PH. Dependiendo de la concentración de las muestras, se dejaron sedimentar entre 30 y 100 ml de agua de mar durante 24/48 hs. Para la cuantificación de los organismos se examinó la superficie total de la cámara de sedimentación, obteniendo un límite de detección entre 10 y 33 cél/L.

A fin de establecer la importancia relativa de los distintos taxones al aporte de biomasa total, se realizaron mediciones de las dimensiones celulares de los distintos organismos y se estimó su volumen celular utilizando la aproximación a formas geométricas propuesta en Hillebrand et al. (1999). Posteriormente, el contenido de carbono celular fue calculado por separado para diatomeas y para el resto de los grupos del fitoplancton de acuerdo a las relaciones volumen-carbono indicadas en Menden-Deuer & Lessard (2000).

CARACTERÍSTICAS FÍSICO-QUÍMICAS

La temperatura del agua mostró una variación estacional, con valores mínimos durante el invierno (mín. = 4,9 °C) y los máximos en el verano (máx. = 10,1 °C), (Fig. 2; Tabla 1). La distribución de la salinidad presentó un patrón opuesto, con sus valores máximos en invierno (máx. = 31,7 Psu) y una disminución durante la primavera y el verano (mín. = 28,7 Psu). Esta última se relaciona con el régimen anual de precipitaciones y el consecuente aumento en la descarga de los ríos, cuya intensidad es máxima durante Noviembre y Diciembre (Hernando 2006). La Figura 3 resume la distribución vertical de las temperaturas y salinidades observadas durante el período de estudio, agrupadas por la estación del año. La columna de agua se mantuvo relativamente homogénea durante gran parte del año, y sólo se observa una leve estratificación salina en primavera y verano, posiblemente vinculada al aporte de agua dulce por el deshielo y las precipitaciones de la época estival.

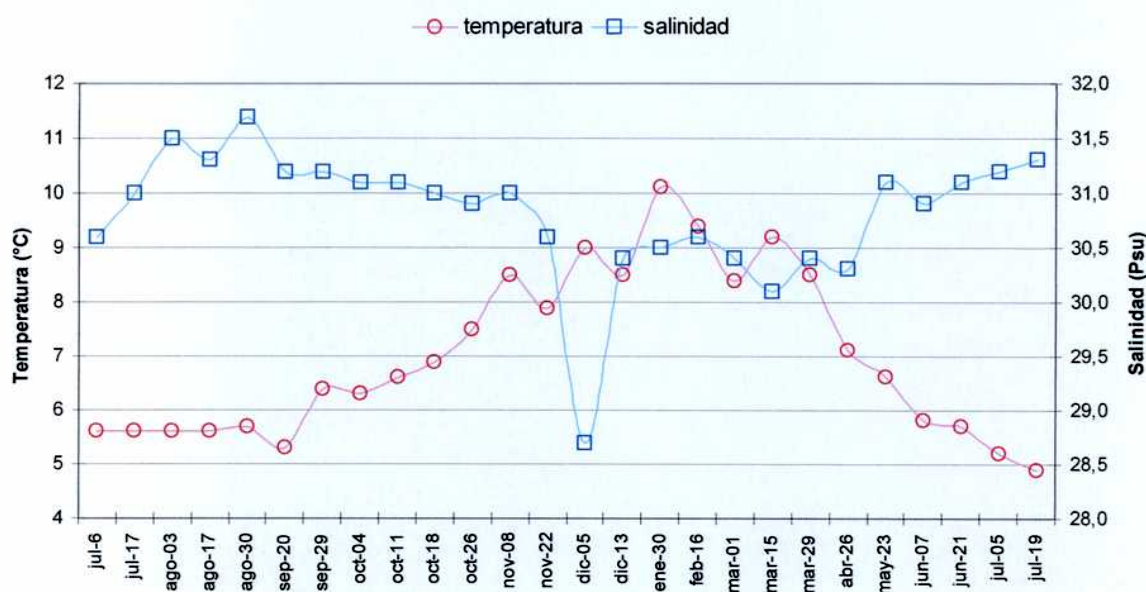


Figura 2: Distribución de temperatura y salinidad durante el período de estudio en el Canal de Beagle.

La concentración de oxígeno disuelto varió entre 5,7 mg/L (Diciembre de 2006) y 14,4 mg/L (Abril de 2007) (Fig. 4a). El pH mostró oscilaciones leves, fluctuando entre 7,3 (Julio de 2006) y 8,0 (Agosto de 2006) (Fig. 4b). La profundidad de la capa eufótica presentó valores relativamente constantes durante todo el período de estudio (16-22 m), a excepción del

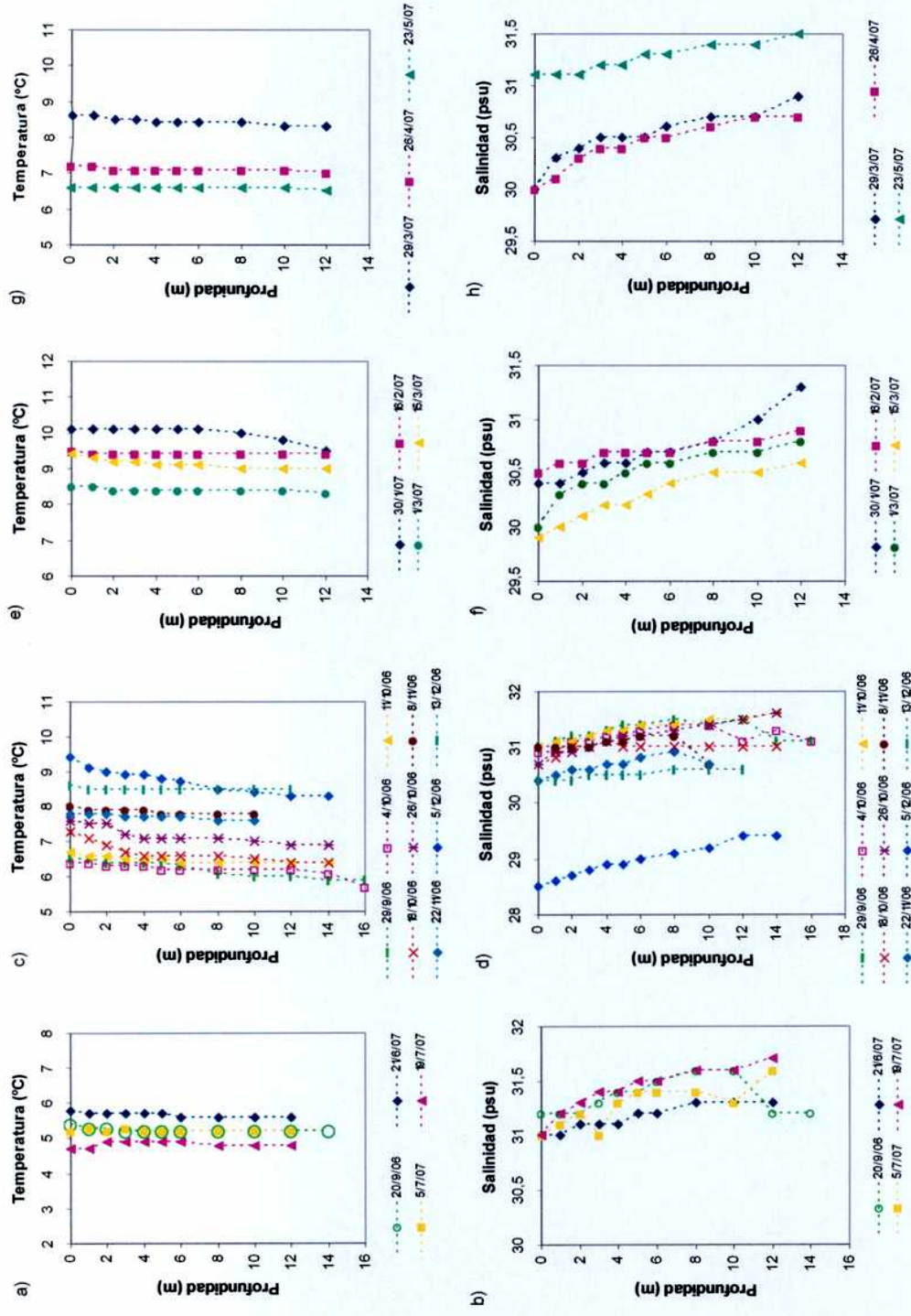


Figura 3: Distribución vertical de las temperaturas y salinidades durante el invierno (a-b), primavera (c-d), verano (e-f) y otoño (g-h) en el Canal de Beagle.

invierno de 2007 donde alcanzó un máximo de 40 m.

Período	temperatura (°C)	salinidad (Psu)	nitratos (μM)	fosfatos (μM)	silicatos (μM)
Invierno 2006	5,6 ± 0,1	31,2 ± 0,4	15,2 ± 1,1	1,4 ± 0,4	7,0 ± 1,0
Primavera 2006	7,5 ± 1,0	30,7 ± 0,8	1,3 ± 3,1	0,4 ± 0,2	2,3 ± 0,9
Verano 2007	9,3 ± 0,7	30,4 ± 0,2	0,8 ± 0,8	0,6 ± 0,1	2,0 ± 0,7
Otoño 2007	7,0 ± 1,1	30,7 ± 0,4	7,7 ± 3,8	0,9 ± 0,1	3,7 ± 1,9
Invierno 2007	5,3 ± 0,4	31,2 ± 0,1	11,3 ± 1,4	1,1 ± 0,3	5,4 ± 0,2

Tabla 1: Valores promedio ± desviación estándar de temperatura, salinidad y concentración de nutrientes registrados durante las distintas estaciones del año en el Canal de Beagle.



Figura 4: Distribución de la concentración de oxígeno disuelto (a) y pH (b) durante el período de estudio en el Canal de Beagle.

La concentración de nutrientes fue máxima durante el invierno y disminuyó intensamente durante la primavera y el verano (Fig. 5; Tabla 1). Los nitratos presentaron valores superiores a 10 μM durante el invierno (máx. = 16,2 μM) y llegaron a agotarse totalmente durante las floraciones fitoplanctónicas de primavera y verano. Los silicatos variaron entre 8,0 μM (Julio de 2006) y 1,3 μM (Marzo de 2007), mientras que los fosfatos presentaron un máximo de 2,0 μM (Julio de 2007) y un mínimo de 0,2 μM (Octubre de 2006).

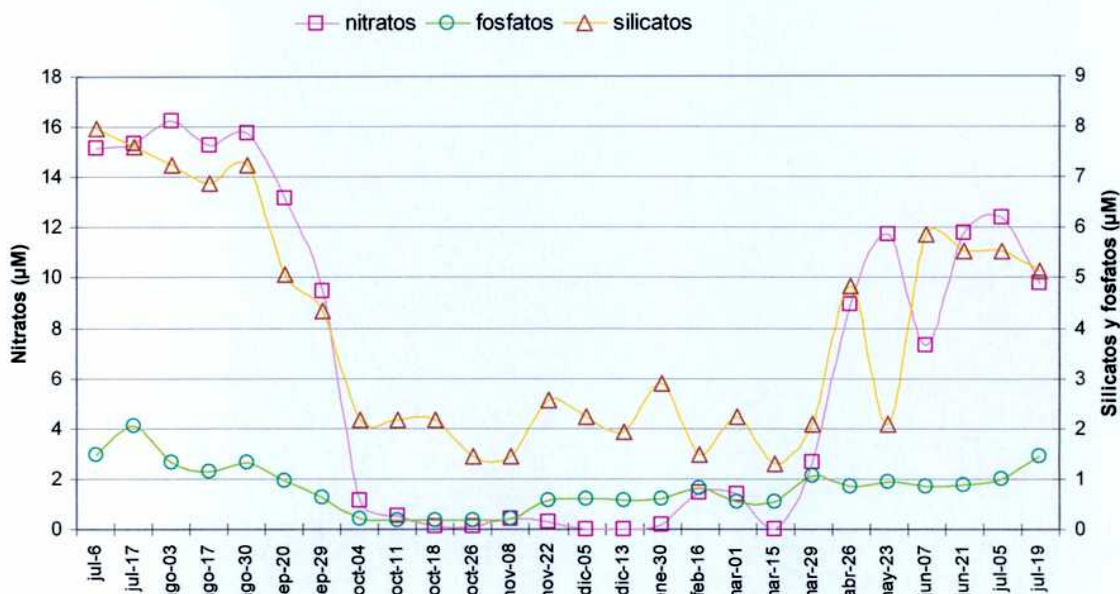


Figura 5: Distribución de la concentración de nutrientes durante el período de estudio en el Canal de Beagle.

BIOMASA Y ABUNDANCIA DEL FITOPLANCTON

La distribución de la biomasa del fitoplancton expresada como μg de carbono (C) y la clorofila *a* (cl-*a*) mostraron patrones similares ($r = 0,92$; $p < 0,0001$), con una marcada variabilidad a lo largo del año (Fig. 6). Durante el otoño y el invierno presentaron concentraciones muy bajas (Tabla 2), con valores que fluctuaron entre 0,1–7,1 $\mu\text{g C/L}$ y 0,1–1,0 $\mu\text{g cl-a/L}$. En contraste, durante la primavera se registraron los valores más altos, con dos picos, uno en Octubre y otro en Noviembre, con máximos de 141–121 $\mu\text{g C/L}$ y 8,7–5 $\mu\text{g cl-a/L}$ respectivamente. Posteriormente, durante el verano se observaron concentraciones intermedias que fluctuaron entre 26,6–50,8 $\mu\text{g C/L}$ y 1,8–3,8 $\mu\text{g cl-a/L}$.

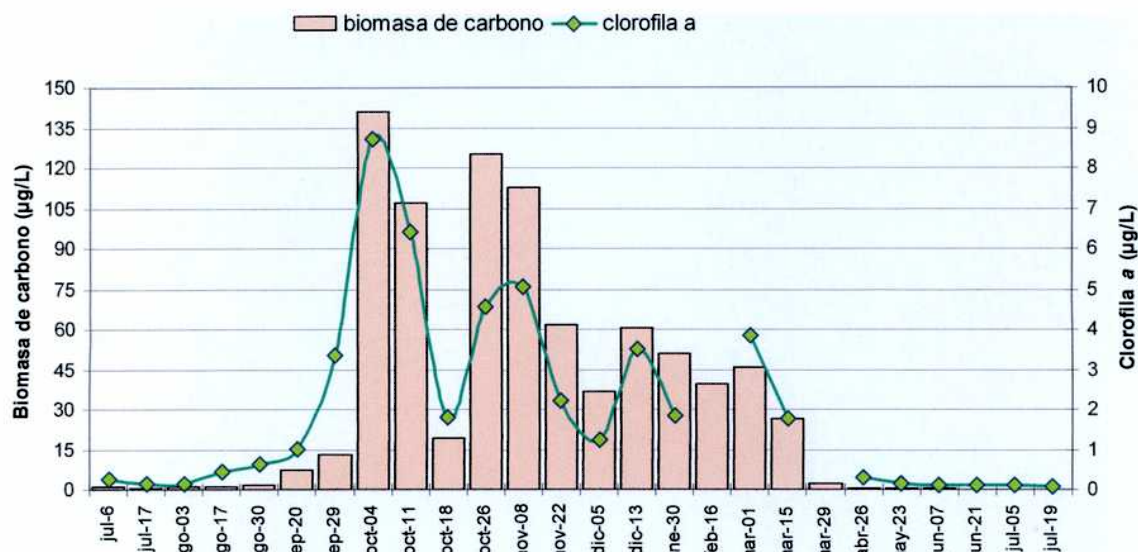


Figura 6: Distribución de la concentración de biomasa de carbono y clorofila a durante el período de estudio en el Canal de Beagle.

La densidad total de fitoplancton mostró un patrón de distribución semejante al observado para la biomasa (Fig. 7). Durante el otoño y el invierno se observaron abundancias inferiores a $1,5 \times 10^5$ cél/L, con un mínimo de $6,3 \times 10^3$ cél/L en Julio de 2007. Por el contrario, durante la primavera y el verano se observaron densidades superiores a $3,0 \times 10^5$ cél/L, con un máximo de $3,5 \times 10^6$ cél/L a comienzos de Octubre de 2006 coincidente con los picos de clorofila a y carbono.

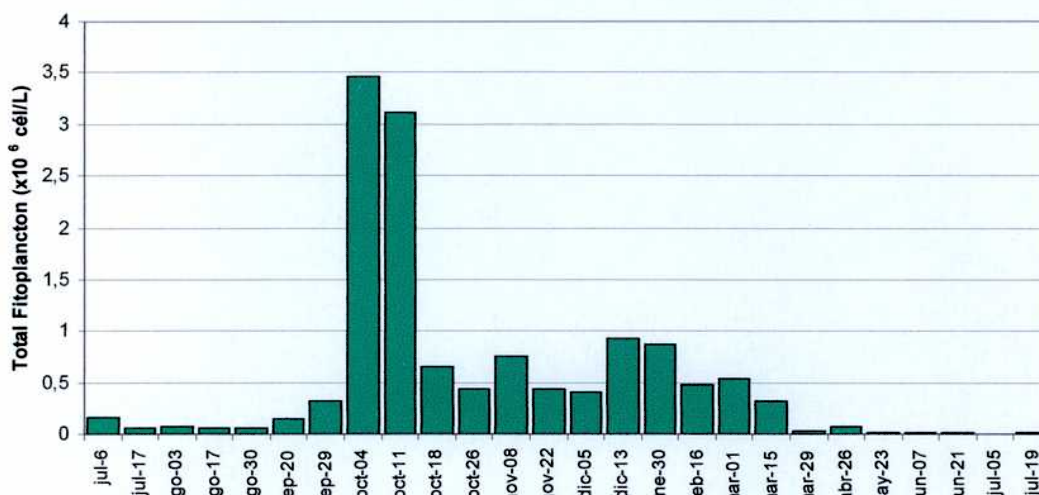


Figura 7: Distribución de la abundancia total del fitoplancton durante el período de estudio en el Canal de Beagle.

Período	Biomasa ($\mu\text{g C/L}$)	Clorofila a ($\mu\text{g chl-a/L}$)	Fitoplancton ($\times 10^5 \text{ cel/L}$)
Invierno 2006	$2,1 \pm 2,5$	$0,5 \pm 0,3$	$0,9 \pm 0,5$
Primavera 2006	$75,3 \pm 47,6$	$4,1 \pm 2,4$	$11,7 \pm 12,2$
Verano 2007	$40,7 \pm 10,4$	$2,5 \pm 1,2$	$5,5 \pm 2,3$
Otoño 2007	$0,9 \pm 0,9$	$0,2 \pm 0,1$	$0,3 \pm 0,2$
Invierno 2007	$0,2 \pm 0,0$	$0,1 \pm 0,0$	$0,1 \pm 0,0$

Tabla 2: Valores promedio $\pm$ desviación estándar de biomasa de carbono, clorofila a y densidad celular del fitoplancton registrados durante las distintas estaciones del año en el Canal de Beagle.

COMPOSICIÓN DEL FITOPLANCTON

Los análisis cuali-cuantitativos del fitoplancton permitieron identificar un total de 138 taxones (Anexo). La mayor parte de ellos son diatomeas (102), entre las cuales predominaron especies planctónicas marinas, tales como *Chaetoceros* spp. y *Thalassiosira* spp. No obstante, también se observó la presencia de varias especies bentónicas (ej. *Bacillaria paxillifera*, *Ceratoneis closterium*, *Donkinia* sp., *Trachyneis aspera*, *Psammodyctyon panduriforme*) o típicas de ambientes estuarinos o de agua dulce (ej. *Ctenophora pulchella*, *Cymatopleura solea*, *Eunotia bilunaris*, *Encyonopsis microcephala*, *Cymbella* sp.) (Round 1990). Estos hallazgos sugieren la influencia de procesos de resuspensión y de aportes de cuerpos de agua continentales, los cuales incrementan la riqueza de especies observadas en la columna de agua.

Los grupos fitoplanctónicos más abundantes observados a lo largo del año fueron, en orden decreciente, fitoflagelados no identificados, las diatomeas y los cocolitofóridos, quienes en conjunto representaron más del 85% del total de abundancia en todas las muestras analizadas (Fig. 8). En abundancias menores también se observaron prasinofíceas ($\bar{x} = 1,7\%$), criptofíceas ($\bar{x} = 1,6\%$), dinoflagelados ($\bar{x} = 1,6\%$), otras primnesiofíceas ($\bar{x} = 0,6\%$) y euglenofíceas ($\bar{x} = 0,2\%$).

En términos de contribución relativa a la biomasa total del fitoplancton los grupos más importantes fueron las diatomeas, los dinoflagelados y fitoflagelados no identificados, quienes en promedio representaron respectivamente el 42, 22 y 19% del total de carbono a lo largo del año (Fig. 9). En orden decreciente siguieron los cocolitofóridos ($\bar{x} = 9,6\%$),

euglenofíceas ($\bar{x} = 2,9\%$), criptofíceas ($\bar{x} = 1,7\%$), prasinofíceas ($\bar{x} = 1,4\%$) y otras primnesiofíceas ($\bar{x} = 0,8\%$).

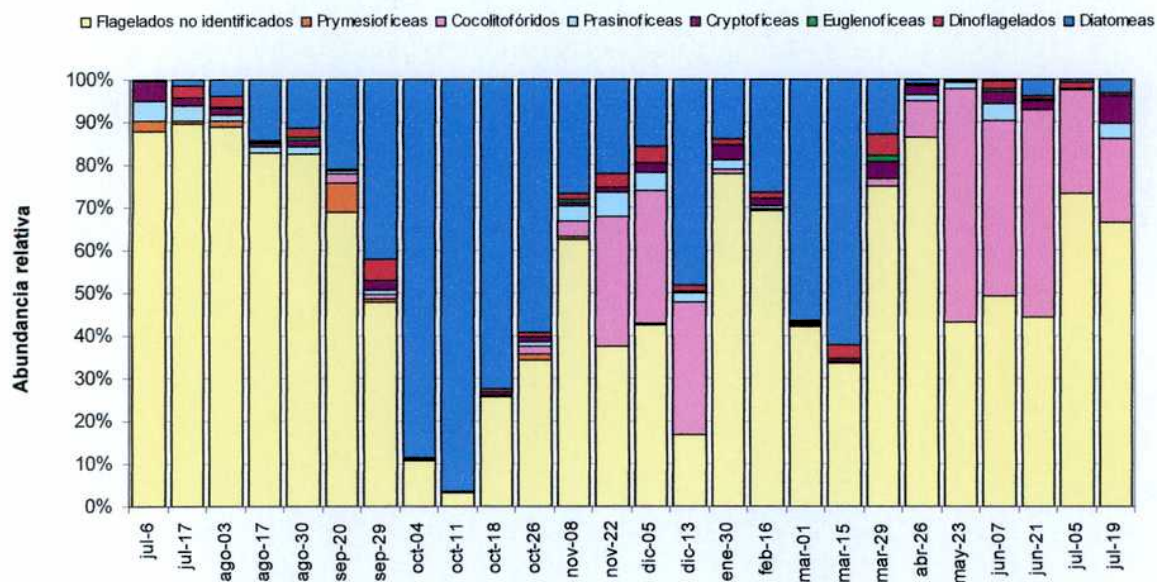


Figura 8: Distribución de la abundancia relativa de los distintos grupos del fitoplancton durante el período de estudio en el Canal de Beagle.

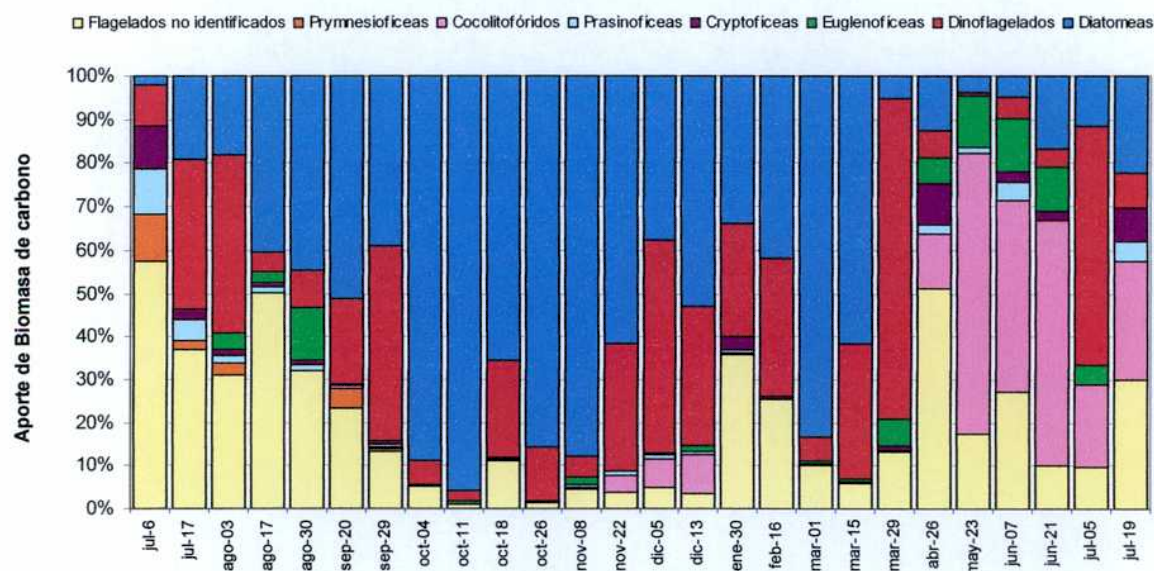


Figura 9: Distribución de la contribución relativa de los distintos grupos del fitoplancton a la biomasa total durante el período de estudio en el Canal de Beagle.

Las bajas densidades celulares observadas durante el otoño y el invierno estuvieron representadas principalmente por pequeños fitoflagelados no identificados, quienes

dominaron en el 75 y 89% del total de las muestras respectivamente (Fig. 8). Asimismo, durante Mayo y Junio de 2007 dominó una especie de cocolitofórido identificado al microscopio óptico como *Emiliania huxleyi* (Fig. 8) que alcanzó densidades de $5-11 \times 10^3$ cél/L. Los restantes grupos fitoplanctónicos se observaron generalmente a densidades muy bajas (Tabla 3), a excepción de las diatomeas, quienes mostraron un leve incremento en su abundancia hacia finales del invierno de 2006 (Fig. 8), con un ensamble dominado por *Thalassiosira minima/curviseriata*, *Chaetoceros debilis*, *C. socialis* y *Thalassionema nitzschioides*.

Grupo	Invierno '06	Primavera '06	Verano '07	Otoño '07	Invierno '07	
Abundancia (x10 ³ cél/L)	Cocolitofóridos	0,5 ± 1,2	65,9 ± 99,8	3,4 ± 3,8	6,3 ± 4,4	3,1 ± 2,66
	Cryptoficeas	1,8 ± 2,6	4,9 ± 1,5	10,8 ± 14,6	0,8 ± 0,6	0,3 ± 0,2
	Diatomeas	8,5 ± 11,6	859,8 ± 1238,1	187,9 ± 83,9	1,1 ± 1,6	0,3 ± 0,2
	Dinoflagelados	0,9 ± 0,6	10,1 ± 4,9	7,7 ± 4,2	0,4 ± 0,5	0,07 ± 0,01
	Euglenoficeas	0,1 ± 0,2	1,0 ± 1,7	0,4 ± 0,4	0,2 ± 0,1	0,03 ± 0,03
	Flagelados no identificados	75,7 ± 35,3	212,7 ± 124,5	337,4 ± 247,3	24 ± 23,1	5,12 ± 0,5
	Prasinoficeas	2,2 ± 2,4	11,4 ± 11,3	6,2 ± 8,1	0,5 ± 0,4	0,08 ± 0,1
	Prymnesioficeas	2,6 ± 3,9	2,1 ± 2,2	-	-	-
Biomasa (µg C/L)	Cocolitofóridos	0,01 ± 0,02	1,25 ± 1,90	0,07 ± 0,07	0,12 ± 0,08	0,06 ± 0,05
	Cryptoficeas	0,03 ± 0,04	0,08 ± 0,03	0,52 ± 0,78	0,03 ± 0,04	0,004 ± 0,004
	Diatomeas	0,85 ± 1,39	59,58 ± 48,10	22,06 ± 10,66	0,06 ± 0,06	0,03 ± 0,01
	Dinoflagelados	0,40 ± 0,52	11,00 ± 6,91	9,23 ± 4,90	0,42 ± 0,79	0,03 ± 0,04
	Euglenoficeas	0,04 ± 0,07	0,35 ± 0,59	0,13 ± 0,15	0,07 ± 0,05	0,01 ± 0,01
	Flagelados no identificados	0,66 ± 0,51	2,79 ± 2,04	8,61 ± 7,29	0,22 ± 0,18	0,02 ± 0,01
	Prasinoficeas	0,04 ± 0,04	0,23 ± 0,25	0,11 ± 0,14	0,01 ± 0,01	0,002 ± 0,003
	Prymnesioficeas	0,08 ± 0,13	0,07 ± 0,07	-	-	-

Tabla 3: Valores promedio $\pm$ desviación estándar de la densidad celular y biomasa de los distintos grupos del fitoplancton durante el período de estudio en el Canal de Beagle.

A pesar del amplio predominio numérico de los fitoflagelados no identificados y los cocolitofóridos durante el otoño e invierno, su aporte al total de biomasa fue moderado, representando los primeros un promedio de 23,2 y 30,9% y los segundos 30,6 y 11,6%

durante otoño e invierno respectivamente. Estos valores se relacionan con sus pequeñas dimensiones, las cuales fluctuaron entre $\approx 5\text{--}200\ \mu\text{m}^3/\text{cél}$. Otros taxones importantes en términos de biomasa fueron las diatomeas *Thalassiosira* cf. *pacifica/angulata* y una *Thalassiosira* no identificada de mayor tamaño (diámetro 30-42 μm ; alto 15-20 μm) y los dinoflagelados *Gyrodinium* sp., *Protoperidinium joergenseni* var. *luculentum* y la euglenoficea *Eutreptia* sp., cuyos promedios de biomasa representaron en conjunto el 21% del total del período.

En contraste con las bajas concentraciones de abundancia y biomasa fitoplanctónica observadas en el invierno, durante la primavera mostraron un notable aumento (Fig. 10a-b; Tabla 2). Durante este período sobresalieron dos importantes picos de biomasa (141 y 125 $\mu\text{g C/L}$), uno a principios de Octubre y el otro a finales de este mes y comienzos de Noviembre, separados por un marcado descenso entre uno y otro. Ambos picos estuvieron representados en más de un 85% por diatomeas (Fig. 10b). No obstante, la composición específica de ambos florecimientos mostró diferencias importantes. En el primero, el género *Chaetoceros* (principalmente representado por *C. teres*, *C. debilis*, *C. sociales* y *C. tortissimus*) alcanzó 93,6 $\mu\text{g C/L}$ (74,7% de las diatomeas). Por el contrario, el segundo pico estuvo principalmente representado por el género *Thalassiosira* (*T.* cf. *mendiolana* y *T. anguste-lineata*) con valores de 103,4 $\mu\text{g C/L}$ y un porcentaje de 96,1%. A pesar de que ambos picos de biomasa alcanzaron valores similares, la concentración celular observada durante el primero fue unas ocho veces superior a la del segundo (Fig. 10a-b). Esta diferencia radica en las mayores dimensiones de las especies dominantes de *Thalassiosira* ($\approx 11000\text{--}14000\ \mu\text{m}^3/\text{cél}$) con respecto a las de *Chaetoceros* ($<2500\ \mu\text{m}^3/\text{cél}$).

Hacia finales de la primavera se observó una disminución en la importancia de las diatomeas, en forma simultánea con un incremento en la biomasa de los dinoflagelados. En tal sentido, durante el mes de Diciembre los dinoflagelados alcanzaron concentraciones de carbono cercanas a 20 $\mu\text{g/L}$ y representaron cerca del 50% del total de la biomasa fitoplanctónica (Fig. 10b). Este incremento se relaciona con la presencia, aunque en relativamente bajas concentraciones ($\approx 250\text{--}3000\ \text{cél/L}$), de especies de dimensiones importantes, entre las que sobresalieron *Ceratium lineatum* y *Protoperidinium excentricum*, seguidas por *Alexandrium catenella*, *Protoperidinium joergenseni* var. *luculentum* y *Protoperidinium* cf. *punctulatum*. Asimismo, los cocolitofóridos también alcanzaron sus máximos anuales hacia el final de la primavera, cuando se observaron con densidades de hasta $2,9 \times 10^5\ \text{cél/L}$ y representaron entre un 6,5 y 9,1% de la biomasa total.

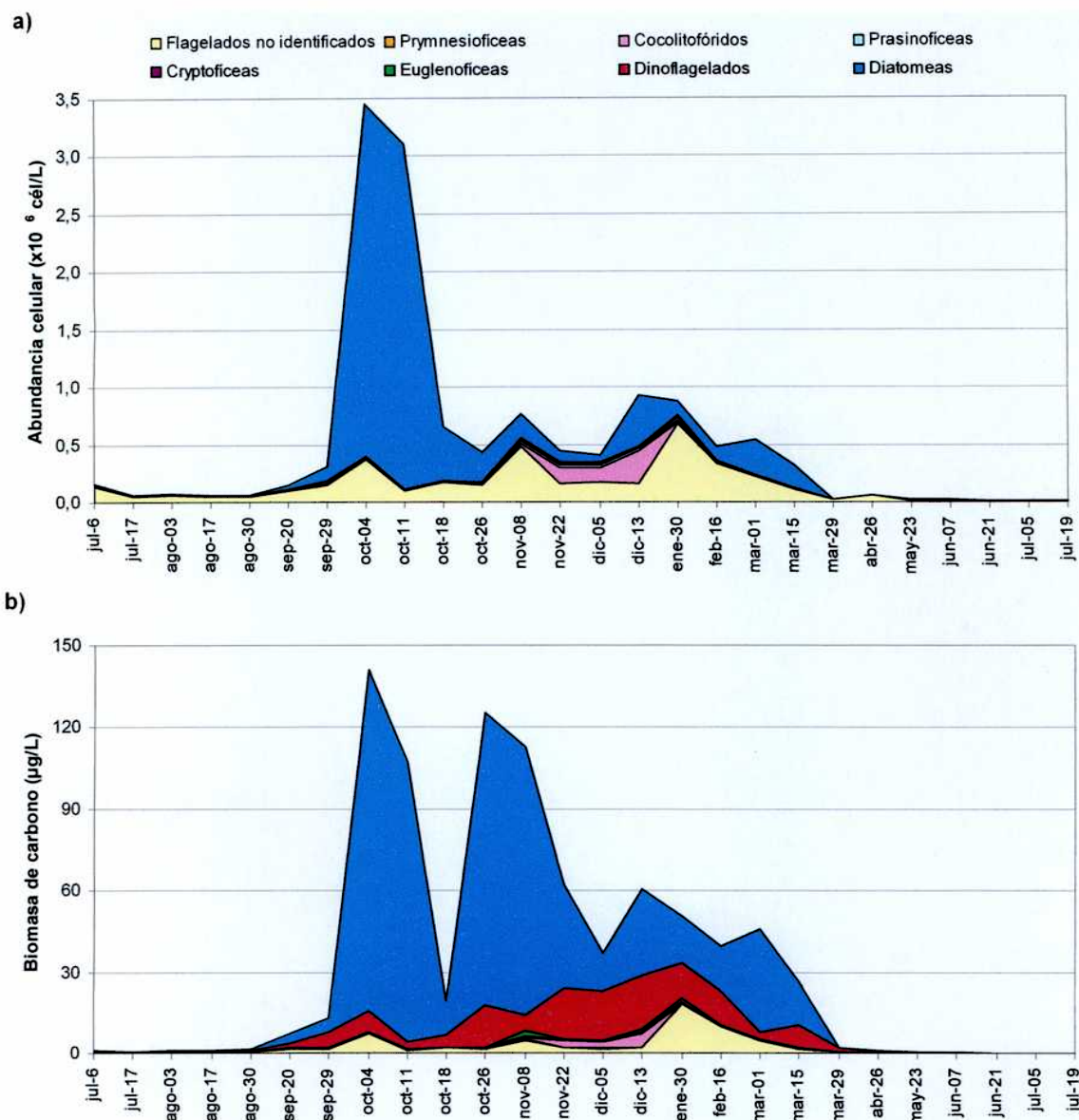


Figura 10: Distribución de la densidad celular (a) y biomasa (b) de los distintos grupos del fitoplancton durante el período de estudio en el Canal de Beagle.

Durante el verano, la densidad celular y la concentración de biomasa se redujeron con respecto a la primavera, mostrando valores intermedios con respecto a esta última y el invierno (Tabla 2). En este período se observaron las mayores abundancias de flagelados no identificados a lo largo del año (Fig. 10a; Tabla 3), con un pico máximo de $6,8 \times 10^5$ cél/L. Asimismo, y a pesar de que no alcanzaron densidades importantes, las criptofíceas también presentaron sus mayores abundancias en verano (Tabla 3), con un pico de $3,3 \times 10^4$ cél/L. En términos de su contribución a la biomasa total, los grupos más importantes durante el verano fueron las diatomeas, los dinoflagelados y los flagelados no identificados (Fig. 10b), quienes representaron un promedio de 55, 24 y 19% respectivamente. Entre las diatomeas

se observó un amplio predominio de *Thalassiosira* cf. *delicatula* en todas las muestras, y a mediados de marzo se registró un aumento notorio del género *Pseudo-nitzschia* (ver siguiente sección). Por su parte, entre los dinoflagelados dominó principalmente *Scropsiella* sp. y en concentraciones inferiores *Gonyaulax* sp. y *Protoperidinium joergenseni* var. *luculentum*.

PRESENCIA DE ESPECIES TOXÍGENAS

A partir del análisis de las muestras cuali y cuantitativas de fitoplancton se identificaron diez especies de microalgas potencialmente tóxicas, seis de ellas son dinoflagelados (*A. catenella*, *A. ostenfeldii*, *A. tamarense*, *D. acuminata*, *D. rotundata* y *P. cordatum*) y las otras cuatro diatomeas (*P. australis*, *P. calliantha*, *P. fraudulenta* y *P. cf. seriata*).

Para cada una de ellas en orden alfabético, se presenta una descripción de sus caracteres morfológicos distintivos, datos morfométricos, comentarios taxonómicos e ilustraciones. Asimismo se incluyen observaciones respecto a su frecuencia y estacionalidad en el área de estudio y comentarios adicionales sobre los episodios de toxicidad vinculados con ellas, tanto en la Argentina como en otros países del cono sur americano y en otras regiones del mundo.

Alexandrium catenella (Whedon & Kofoid) Balech

Fig. 11

Basónimo: *Gonyaulax catenella* Whedon & Kofoid

Sinónimos: *Gonyaulax catenella* Whedon & Kofoid; *Protogonyaulax catenella* (Whedon & Kofoid) Taylor

Referencias: Balech (1995); Faust & Gualledge (2002); Taylor et al. (2004); MacKenszie et al. (2004).

Especie comúnmente observada en cadenas de 2, 4 o hasta 17 células de largo. Las tecas tienen forma bastante irregular y están levemente comprimidas antero-posteriormente, resultando generalmente más anchas (33–41 µm) que largas (28–37 µm). El cingulum es excavado y se encuentra desplazado en forma descendente en una vez su altura. La placa 1' (primer placa apical) carece de poro ventral. La placa del poro apical es ancha y subtriangular, con una coma grande y un poro de conexión alargado. La placa sulcal

posterior posee un poro de conexión ventral prominente unido con el margen derecho a través de un pequeño canal.

Comentarios: *A. catenella* es desde el punto de vista morfológico muy similar a *A. tamarense*, de la cual se diferencia principalmente por la ausencia de un poro ventral en la placa 1' (Balech 1995; Faust & Gullledge 2002). No obstante, el hallazgo de ejemplares de ambas especies con y sin poro ventral resalta la necesidad de realizar una revisión detallada de estas especies (Kim et al. 2002; Gayoso & Fulco 2006). Asimismo, estudios recientes indican que la diferencias morfológicas entre estas especies no se corresponden con la notable similitud en sus secuencias génicas, por lo cual se ha sugerido que no representan especies válidas desde el punto de vista filogenético (Lilly et al. 2007).

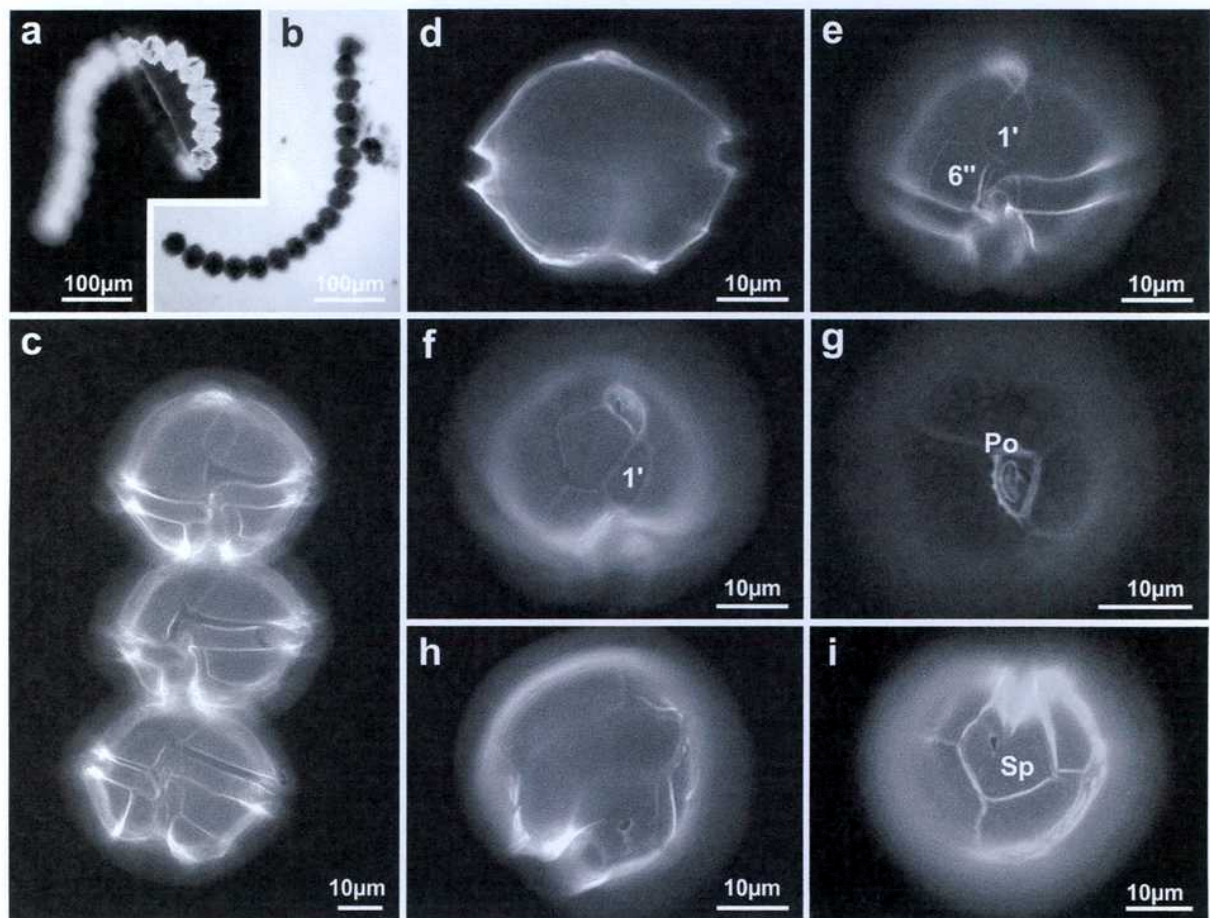


Figura 11: *Alexandrium catenella*. a-c) Cadenas celulares; d) forma de la teca, mostrando una leve compresión antero-posterior; e-f) Vista ventral de la epiteca, mostrando el detalle de las placas 1' y 6''; g) Detalle de la placa del poro apical (Po); h-i) Vista antapical mostrando la placa sulcal posterior (Sp) con un poro de conexión ventral.

Distribución: *Alexandrium catenella* es una especie ampliamente distribuida en aguas templado-frías, hallada en la costa oeste de América del Norte (desde California hasta Alaska), Japón, España, Sudáfrica, Nueva Zelanda y Australia (Balech 1995; Taylor et al. 2004, Penna et al. 2005). En Sudamérica se la encuentra ampliamente distribuida en el sur de Chile (43–55°S), donde sus floraciones representan una amenaza para la salud y las economías locales por su impacto sobre la extracción de mariscos en bancos naturales y zonas de cultivos (Guzmán et al. 2002; Molinet et al. 2003). Por el contrario, es llamativa su ausencia en el Océano Atlántico, donde sólo se la ha mencionado para el extremo sur de Argentina (Tierra del Fuego), (Balech 1995, 2002).

En el presente estudio *A. catenella* se observó entre Octubre y Enero, con una abundancia máxima de 1.100 cél/L (13-12-06).

Toxicidad: esta especie posee la particularidad de ser la primera para la cual se verificó la producción de TPM (toxina paralizante de moluscos) a nivel mundial (Balech 2002). A diferencia de lo observado para otras especies tóxicas del género (ej. *A. tamarense*), todas las cepas de *A. catenella* aisladas en distintas partes del mundo han resultado tóxicas (Lilly et al. 2007; Touzet et al. 2008).

Las floraciones de *A. catenella* asociadas con elevada toxicidad en mejillones son fenómenos recurrentes en la costa oeste de los Estados Unidos (Cox et al. 2008; Jester et al. 2009), Chile (Guzmán et al. 2002) y en el Mar Mediterráneo, donde se han observado abundancias de hasta 25×10^6 cél/L (Bravo et al. 2008).

En Argentina, durante una floración de *A. catenella* (máx. $8,2 \times 10^5$ cél/L) observada en Bahía Lapataia (Canal de Beagle) en Enero de 1992, se alcanzaron niveles de toxicidad en mejillones de hasta 127.200 µg de STX eq/100 g (Benavides et al. 1995). Este episodio, en el que la concentración de toxinas representó un récord a nivel mundial, produjo un gran impacto social y económico en la región, además de causar varias muertes y numerosas intoxicaciones humanas y de organismos marinos (Carreto et al. 2008).

***Alexandrium ostenfeldii* (Paulsen) Balech & Tangen**

Fig. 12

Basónimo: *Goniodoma ostenfeldii* Paulsen

Sinónimos: *Goniodoma ostenfeldii* Paulsen; *Pyrodinium phoneus* Woloszynska & Conrad; *Goniaulax tamarensis* var. *globosa* Braarud; *Goniaulax ostenfeldii* (Paulsen) Paulsen; *Heteraulacus ostenfeldii* (Paulsen) Loeblich; *Gonyaulax globosa* (Braarud) Balech;

Gonyaulax trygvei Parke; *Protogonyaulax globosa* (Braarud) Taylor; *Gessnerium ostenfeldii* (Paulsen) Loeblich & Loeblich; *Triadinium ostenfeldii* (Paulsen) Dodge.

Referencias: Balech (1995); Faust & Gualledge (2002); Taylor et al. (2004); MacKenszie et al. (2004).

Especie solitaria, de gran tamaño (32–60 μm de largo y 34–57 μm de ancho) y aspecto globoso, con los márgenes de la epi- e hipoteca suavemente redondeados. La morfología de las placas 1' y 6' representa uno de sus principales caracteres diagnósticos. La primera es angosta y alargada, con el margen superior derecho cóncavo, angulado y un poro ventral prominente excavado desde el margen en su punto de inflexión; mientras que la segunda es más ancha que alta. El cingulum es poco excavado y está muy levemente desplazado (<1). La placa del poro apical presenta una coma grande, que la ocupa casi totalmente. Tanto ésta como la placa sulcal posterior carecen de poro de conexión.

Comentarios: *A. ostenfeldii* posee una marcada similitud morfológica con *A. peruvianum* (Balech 1995), la cual ha sido observada principalmente en aguas cálidas de ambientes tropicales (Kremp et al 2009). *A. ostenfeldii* se diferencia principalmente por el margen derecho de la placa 1', que en lugar de ser curvado como en *A. peruvianum*, se divide en dos segmentos rectos y angulados (Balech 1995; Faust & Gualledge 2002). Otras diferencias diagnósticas se encuentran en la forma de las placas 6' y sulcal posterior (Balech 1995), aunque se ha observado que estas últimas son sumamente variables en las dos especies, por lo que no representan caracteres diagnósticos precisos (Touzet et al. 2008). Asimismo, estudios moleculares recientes señalan una estrecha similitud genética entre cepas de *A. ostenfeldii* y *A. peruvianum* a la vez que sugieren que estas dos especies representan desde el punto de vista filogenético un complejo de especies con una considerable diversidad críptica (Kremp et al. 2009).

Distribución: si bien *A. ostenfeldii* fue considerada originalmente como una especie exclusiva de agua fría del hemisferio norte, en la actualidad se conoce que habita en aguas templadas de diversas partes del mundo (Gribble et al. 2005). Ha sido encontrada en la costa occidental y oriental de los EEUU y Canadá, Rusia (Kamchatka), Escandinavia, España, Egipto, Chile, Nueva Zelanda y Australia (Avaria et al. 2003; Taylor et al. 2004, Gribble et al. 2005). Comparada con otras especies del género, *A. ostenfeldii* se encuentra habitualmente en bajas concentraciones (Faust & Gualledge 2002), principalmente en la costa este de los Estados Unidos (Gribble et al. 2005), Nueva Zelanda (MacKenzie et al. 2004) y el sur de Chile (Avaria et al. 2003). Sin embargo, en las costas de Finlandia (Mar

Báltico) se registró recientemente con densidades excepcionales de hasta 10^5 - 10^6 cél/L (Kremp et al. 2009).

En el Canal de Beagle se observó en forma aislada en invierno y primavera, con densidades inferiores a las 50 cél/L y un máximo de sólo 200 cél/L (18-10-2006).

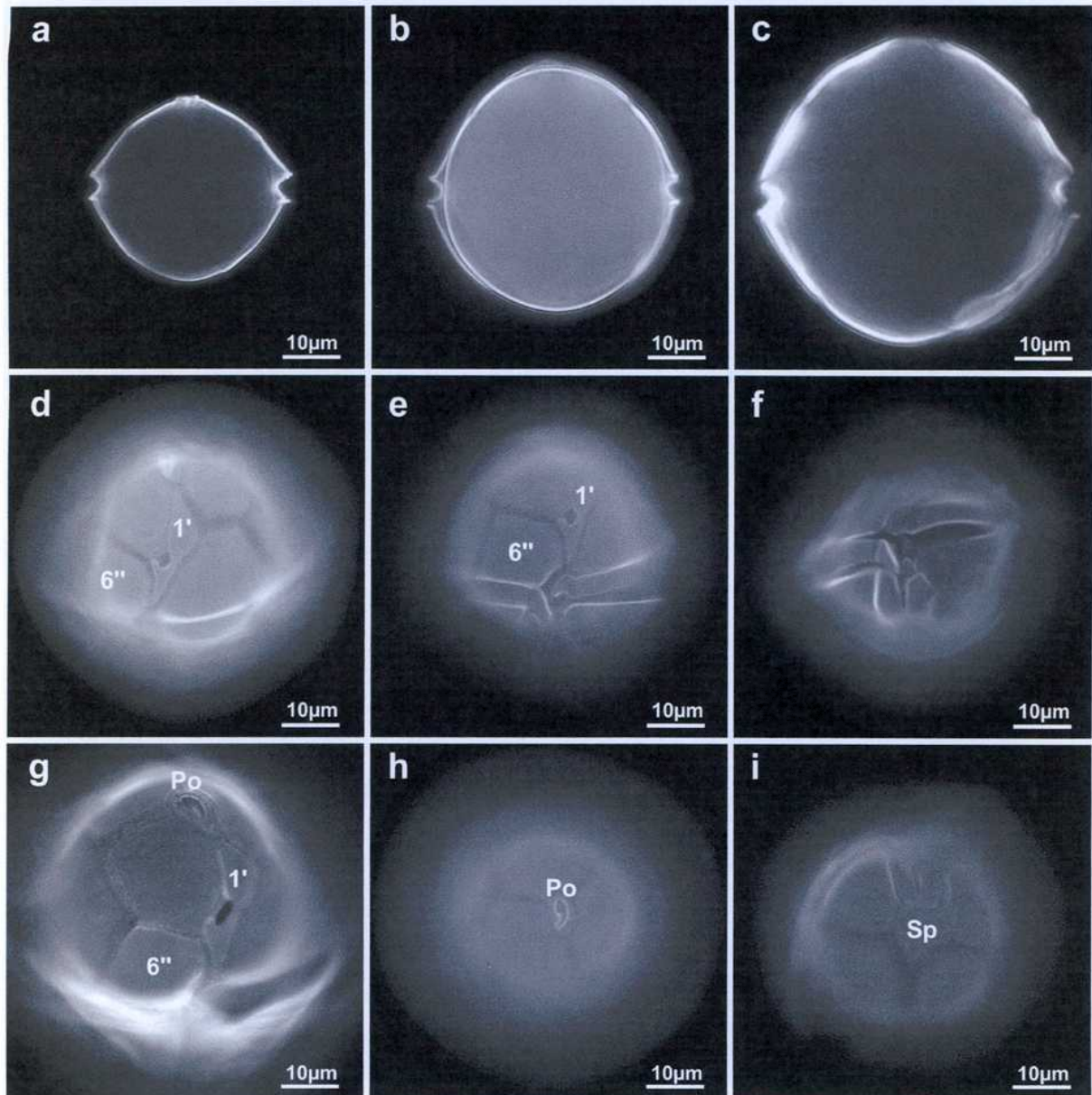


Figura 12: *Alexandrium ostenfeldii*. a-c) Células de diferente tamaño; d-e) Morfología de las placas 1' (con un prominente poro ventral) y 6'; f) Detalle del cingulum y placas sulcales; g) Epiteca mostrando el detalle de la conexión entre la placa del poro apical (Po) y la placa 1'; h) Vista apical mostrando el detalle de la placa del poro apical (Po); i) Vista antapical mostrando la placa sulcal posterior (Sp).

Toxicidad: *A. ostenfeldii* posee la capacidad de producir TPM y su presencia ha sido asociada con toxicidad de moluscos en la Península Escandinava y Bélgica (Faust & Gulledge 2002). No obstante, la toxicidad de esta especie puede variar considerablemente en cultivos aislados en distintas localidades (Kremp et al. 2009). Asimismo, para algunas cepas de *A. ostenfeldii* se ha detectado la producción de un nuevo grupo de potentes neurotoxinas denominadas espirólidos (Cembella et al. 2000; Gribble et al. 2005; MacKinnon et al. 2006), las cuales podrían ocasionar intoxicación en humanos a través del consumo de mejillones (Christian et al. 2008).

***Alexandrium tamarense* (Lebour) Balech**

Fig. 13

Basónimo: *Gonyaulax tamarens* Lebour

Sinónimos: *Gonyaulax tamarens* Lebour; *Gonyaulax tamarens* var. *excavata* Braarud; *Gonyaulax excavata* (Braarud) Balech; *Gessnerium tamarens* (Lebour) Loeblich & Loeblich; *Protogonyaulax tamarens* (Lebour) Taylor; *Alexandrium excavatum* (Braarud) Balech & Tangen.

Referencias: Balech (1995); Faust & Gulledge (2002); Taylor et al. (2004); MacKenszie et al. (2004).

Células solitarias, con tecas esféricas, levemente más largas ($\approx 34 \mu\text{m}$) que anchas ($\approx 33 \mu\text{m}$). La epiteca y la hipoteca son similares en altura. La placa 1' presenta un pequeño poro ventral ubicado en la parte media del margen derecho. El cingulum es excavado y se encuentra desplazado en forma descendente en una vez su propia altura. La placa del poro apical es pequeña y angulosa; presenta una coma larga pero carece de poro de conexión.

Comentarios: como se mencionó anteriormente, *A. tamarense* es morfológicamente muy similar a *A. catenella* (ver comentarios en la descripción de esta última).

Distribución: *A. tamarense* es una especie de amplia distribución a nivel mundial, principalmente en aguas templadas y frías. Se la encuentra tanto en la costa atlántica como pacífica de América del Norte, en Europa, Japón, Korea, Australia y Nueva Zelanda (Taylor et al. 2004). Las principales floraciones de esta especie se han registrado en la costa este de los Estados Unidos y Canadá, en Japón y especialmente en Noruega, donde alcanzaron densidades de hasta 1×10^7 cél/L (Faust & Gulledge 2002).

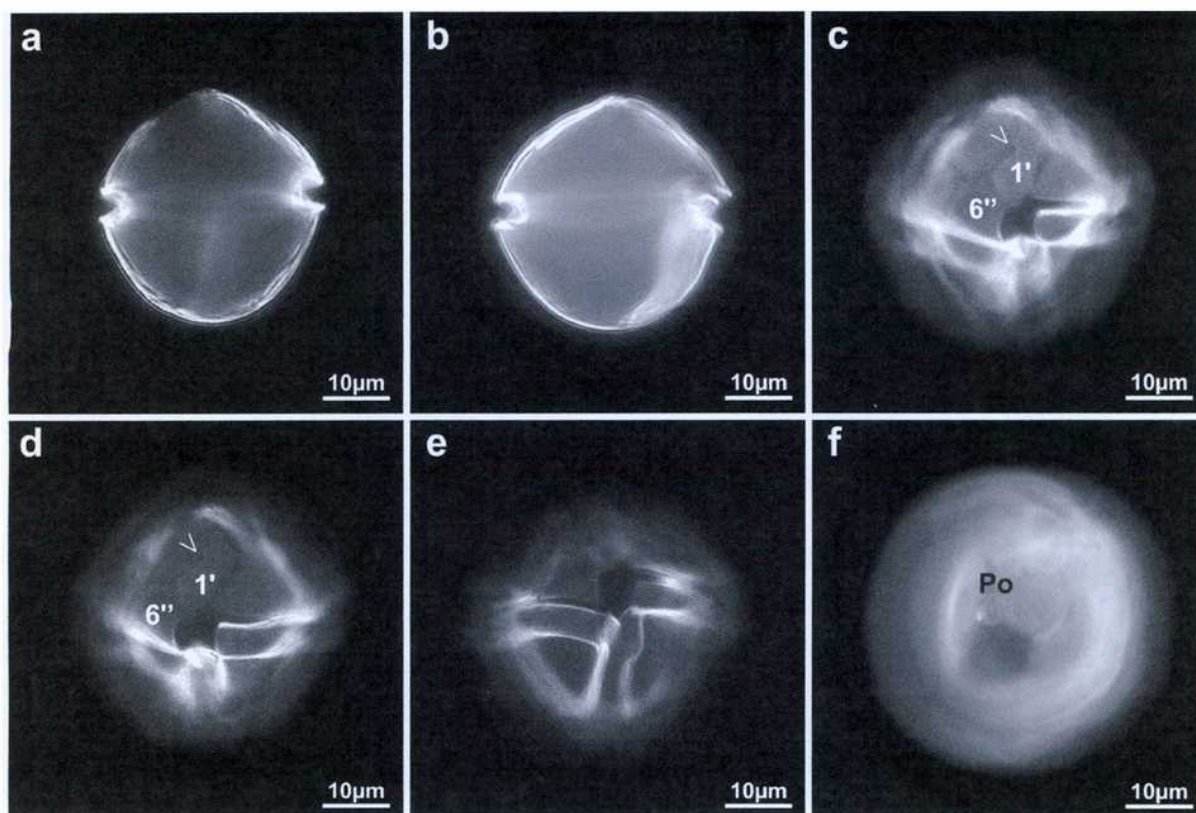


Figura 13: *Alexandrium tamarense*. a-b) Teca en vista ventral y dorsal respectivamente; c-d) Detalle de las placas 1' y 6'', note la presencia de un pequeño poro ventral (flecha); e) Detalle de la excavación y el desplazamiento del cingulum; f) Vista apical mostrando el detalle de la placa del poro apical (Po).

En el cono sur americano se la observó en Argentina, desde el sur del Golfo San Jorge hasta la costa bonaerense (Balech 2002), en Uruguay (Brazeiro et al. 1997) y recientemente ha sido registrada en el sur de Brasil (Persich et al. 2006).

Para el presente estudio, *A. tamarense* fue una especie extremadamente rara en el Canal de Beagle, observándose solo un ejemplar en una muestra de red colectada en enero.

Toxicidad: *A. tamarense* es un reconocido productor de TPM en distintas partes del mundo. En particular, ha sido responsable de numerosas intoxicaciones humanas con desenlace fatal por consumo de mejillones en Venezuela, Japón y Tailandia (Faust & Gulledge 2002). En el cono sur americano es el principal productor de TPM en el océano Atlántico, representando la contraparte de *A. catenella* en el Pacífico (Balech 2002). En Argentina las floraciones de esta especie se repiten año a año durante la primavera-verano en las costas patagónicas y bonaerenses, con mayor o menor intensidad, ocasionando impactos negativos sobre la salud pública y perjuicios económicos al sector privado dedicado a la explotación del recurso marisquero (Santinelli et. al 2002; Carreto et al. 2008).

Sinónimos: *Dinophysis ellipsoides* Kofoid; *Dinophysis lachmannii* Paulsen; *Dinophysis skagii* Paulsen; *Dinophysis borealis* Paulsen; *Dinophysis boehmi* Paulsen; *Dinophysis lachmanii* Solum.

Referencias: Faust & Gualledge (2002); Reguera (2003); Taylor et al. (2004).

Células ovaladas, más o menos alargadas, de 31-53 µm de largo y 26-43 µm de ancho. Epiteca pequeña, plana o ligeramente convexa, no observable en vista lateral. Aleta cingular anterior sin radios. Aleta sulcal izquierda bien desarrollada, ocupando entre $\frac{1}{2}$ y $\frac{3}{4}$ del largo de la célula, con borde libre convexo o sigmoideo y R_2 más cerca de R_1 que de R_3 . Placas hipotecales con areolas circulares prominentes, excepto en la zona marginal. A menudo puede presentar entre 1 y 4 pequeñas protuberancias antapicales.

Comentarios: *D. acuminata* puede confundirse con *D. sacculus* y *D. ovum*, otras dos especies tóxicas del género cuya distribución está confinada a Europa y son especialmente frecuentes en el Mar Mediterráneo (Raho et al. 2008; Reguera & Pizarro 2008). No obstante, *D. sacculus* se distingue de *D. acuminata* por presentar un contorno valvar más alargado, casi rectangular o en forma de saco (Zingone et al 1998). Por su parte, *D. acuminata* se diferencia de *D. ovum* por su mayor tamaño, el margen ventral más recto y por su aleta sulcal izquierda más desarrollada y con radios prominentes (Raho et al. 2008).

Distribución: especie ampliamente distribuida en aguas templadas, abundante principalmente en zonas costeras eutrofizadas (Taylor et al. 2004). Se la encuentra en el océano Índico, Pacífico (costa oeste de EE UU, sur de Chile, Japón, Tasmania, Nueva Zelanda) y Atlántico (Uruguay, Argentina, Sudáfrica), incluyendo toda la costa europea, donde constituye la especie más abundante del género (Reguera 2003). Durante sus proliferaciones suele alcanzar concentraciones que oscilan entre 10^3 - 10^5 cél/L (Reguera 2003).

En el Canal de Beagle se la observó en forma frecuente a lo largo del año, aunque en bajas densidades (<150 cél/L). Sus densidades máximas se registraron durante Noviembre y Diciembre alcanzando un pico de 480 cél/L (22-11-06).

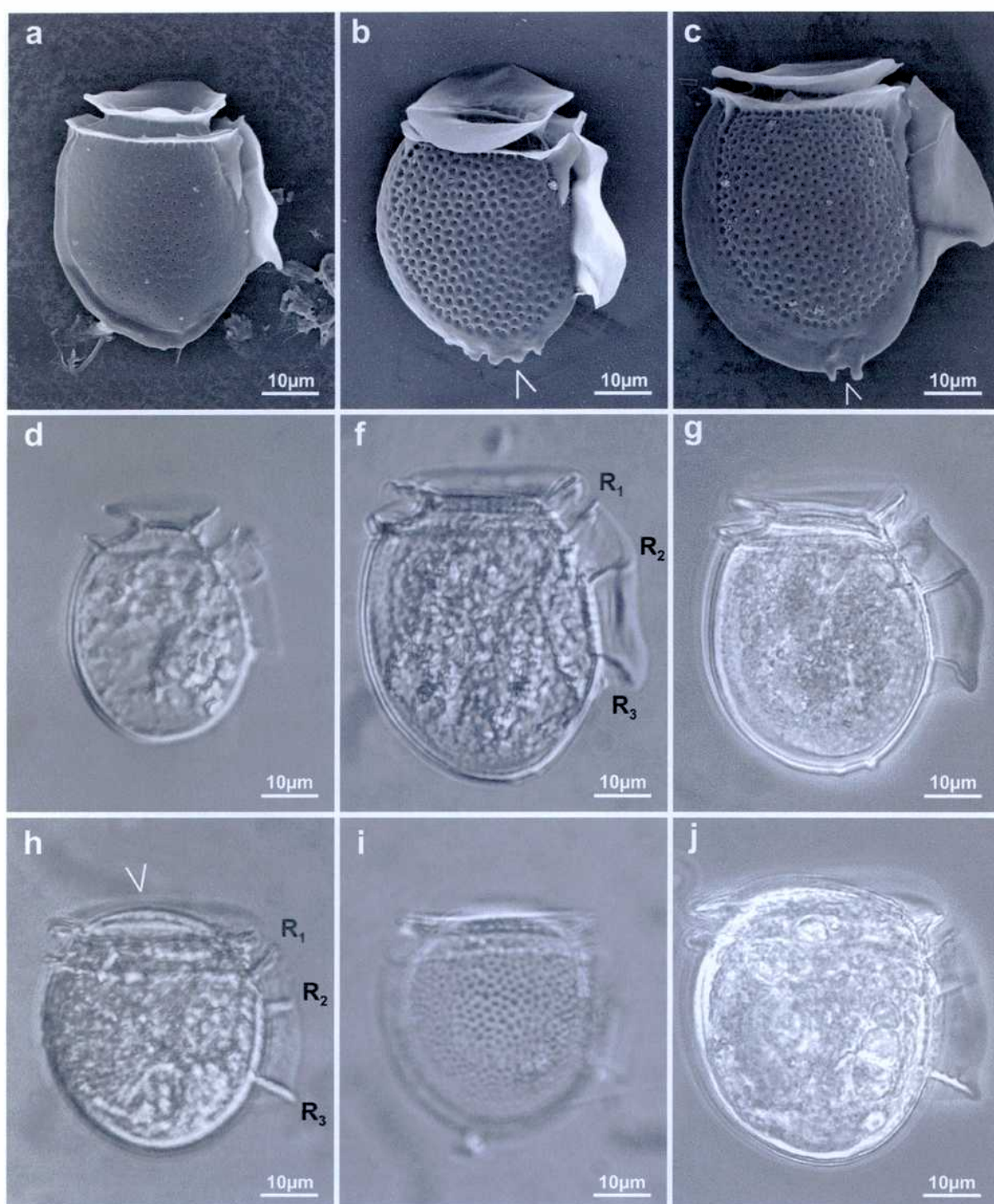


Figura 14: *Dinophysis acuminata* (a-g). Distintos ejemplares observados con MEB (a-c) y microscopio de luz (d-f); Note la presencia de pequeñas protuberancias antapicales (flechas en b y c). *Dinophysis rotundata* (h-j). Ejemplares observados con microscopía óptica; note el borde convexo de la epiteca observable por encima de las aletas cingulares (flecha en h).

Toxicidad: *D. acuminata* es una especie tóxica productora de ácido okadaico y sus derivados, responsable de episodios de intoxicación diarreica por mariscos (DSP) en zonas de agua templada de distintas partes del mundo (Reguera & Pizarro 2008). La producción de toxina puede observarse aún en muy bajas densidades, del orden de las 200 cél/L (Faust & Gualledge 2002). Para el cono sur Americano, representa junto a *D. acuta* una de las especies tóxicas más importantes del género (Balech 2002). En Uruguay, su presencia ha sido asociada con la acumulación de toxinas diarreicas en almejas, berberechos y mejillones (Carreto et al. 2008).

Dinophysis rotundata Claparède & Lachmann

Fig. 14, h-j

Sinónimos: *Phalacroma rotundatum* (Clap. & Lach.) Kofoed & Michener; *Dinophysis whittingae* Balech

Referencias: Balech (1988); Faust & Gualledge (2002); Taylor et al. (2004).

Células oval-redondeadas, con márgenes dorsal y ventral convexos, de 42,5-48,5 µm de largo y 40-43 µm de ancho. Epiteca convexa, observable en vista lateral. Aletas cingulares angostas y sin radios. Aleta sulcal izquierda larga, ocupando entre $\frac{1}{2}$ y $\frac{3}{4}$ del largo de la célula, con borde libre sigmoideo y R_2 más cerca de R_1 que de R_3 .

Comentarios: la forma característica de su epiteca y aleta sulcal izquierda permiten diferenciar a *D. rotundata* de las otras especies del género presentes en el Atlántico Sur (Balech 1988). Se trata de una especie heterótrofa, sin cloroplastos, que se alimenta fagocitando ciliados y picoplancton (Faust & Gualledge 2002).

Distribución: especie planctónica ampliamente distribuida en aguas frías y templadas (Taylor et al. 2004). Se la encuentra habitualmente en toda la costa Atlántica de Europa, presente en bajas densidades (<200 cél/L) durante todo el año (Reguera 2003). No se conocen antecedentes de floraciones para esta especie (Faust & Gualledge 2002).

En el Mar Argentino ha sido registrada en forma frecuente, a lo largo de toda su extensión (37-55°S) (Balech 1988). Para el Canal de Beagle sólo se la observó en forma ocasional, registrándose únicamente en muestras de red de invierno.

Toxicidad: *D. rotundata* es una especie tóxica asociada con el envenenamiento diarreico de moluscos (DSP). Se han encontrado tanto cepas tóxicas (ej. en Japón) como no tóxicas (ej. en Estados Unidos) (Faust & Gulledge 2002). Un estudio reciente realizado en las costas rusas del Mar Negro relaciona la presencia de elevadas concentraciones de *D. rotundata* con la acumulación de toxinas diarreicas de moluscos (TDM) en mejillones (Morton et al. 2009). No obstante, el hallazgo conjunto de otras dos especies conocidas como productoras de TDM, *D. caudata* y *Prorocentrum lima*, dificulta la posibilidad de encontrar un único responsable para este episodio de toxicidad.

***Prorocentrum cordatum* (Ostenfeld) Dodge**

Fig. 15

Sinónimos: *Exuviaella cordata* Ostenfeld, *P. minimum* (Pavillard) Schiller, *Exuviaella marina* Pavillard, *Prorocentrum triangulatum* Martin, *Exuviaella marie-lebouriae* Parke & Ballantine, *Prorocentrum cordiformis* Bursa, *Prorocentrum marie-lebouriae* (Parke & Ballantine) Loeblich III.

Referencias: Faust & Gulledge (2002); Taylor et al. (2004); Heil et al. (2005).

Células de pequeño tamaño (L: 10-17 µm, A: 9-16 µm), de forma ovalada a triangular en vista valvar y aplastadas lateralmente. Margen anterior recto o levemente convexo con una leve depresión en la parte central. Una pequeña espina emerge desde un lado de la depresión. Superficie valvar cubierta con numerosas espínulas observables sólo al microscopio electrónico (Nguyen et al. 2004).

Comentarios: *P. cordatum* posee una marcada variabilidad morfológica en vista valvar (desde oval a triangular o acorazonada), la cual parece estar vinculada a las diferentes condiciones ambientales en las que se desarrolla, especialmente de temperatura, salinidad e intensidad lumínica (Taylor et al. 2004). Por su forma, pequeño tamaño y la presencia de pequeñas espinas en su superficie valvar, *P. cordatum* se encuentra estrechamente relacionada con *P. balticum*, de la cual se diferencia principalmente por la presencia en esta última de dos espinas apicales (Faust & Gulledge 2002). No obstante, la delimitación de estas dos especies parece no ser lo suficientemente clara, por lo cual se ha sugerido la necesidad de realizar nuevos estudios destinados a revisar su situación taxonómica (Faust & Gulledge 2002; Nguyen et al. 2004).

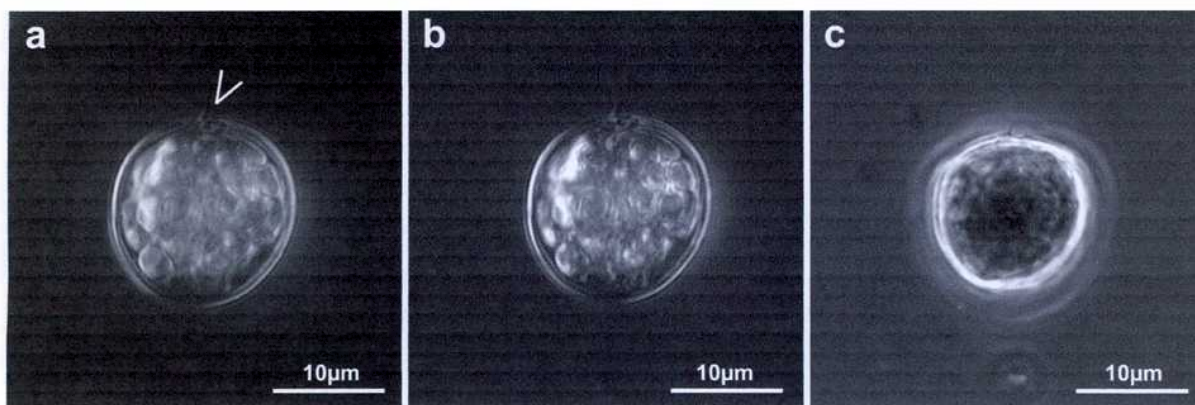


Figura 15: *Prorocentrum cordatum*. Distintos ejemplares observados con microscopio de luz (a-c). Note la presencia de una pequeña espina apical (flecha) al lado de una leve depresión en el margen anterior.

Distribución: especie planctónica de distribución mundial, tanto en aguas marinas como estuarinas (Faust & Gullledge 2002). Habitual formadora de intensas y persistentes floraciones en aguas templadas, subtropicales e incluso tropicales (Nguyen et al. 2004), que suelen desarrollarse luego de las floraciones de diatomeas, y se encuentran asociadas a un incremento en la temperatura del agua, la disminución de la turbulencia y una elevada irradiancia (Heil et al. 2005; Martínez-López et al. 2008). Se ha sugerido que la mayor intensidad de sus floraciones y su aparente dispersión geográfica en las últimas décadas, estarían relacionadas con el incremento de la eutrofización en las zonas costeras (Heil et al. 2005; Glibert et al. 2008).

Los registros de esta especie (= *P. minimum*), siempre en poca abundancia, son frecuentes en varios puntos del litoral argentino (Balech 2002). No obstante, en el norte de la Provincia de Buenos Aires se registró una intensa floración asociada con mortandad de peces (Carreto et al. 2008).

En el Canal de Beagle se observó a *P. cordatum* en bajas concentraciones ($\approx 20\text{-}600$ cél/L) durante todo el año de estudio, con un pico de 3500 cél/L a finales del verano (15-03-2007).

Toxicidad: existen numerosos antecedentes de episodios de intoxicación humana vinculados a floraciones de *P. cordatum*, principalmente en Japón, Francia, Noruega y los Estados Unidos (Heil et al. 2005). No obstante, la producción de toxinas en laboratorio ha sido confirmada únicamente para cepas aisladas en las costas francesas del Mar Mediterráneo. *P. cordatum* produce una neurotoxina conocida como “venerupina”, cuya estructura y propiedades químicas aún no han sido elucidadas (Taylor et al. 2004).

Referencias: Frenguelli (1939); Hasle (1965); Villac (1996); Sar et al. (1998); Ferrario et al. (1999).

Sinónimo: *Nitzschia pseudoseriata* Hasle

Células agrupadas en cadenas, con una superposición de los extremos de aproximadamente 1/3 del largo total. Extremos celulares agudos en vista cingular y redondeados en vista valvar. Valvas lanceoladas, con un eje apical de 91 a 135 μm y eje transapical de 5 a 8 μm . Estrías y fibulas dispuestas aproximadamente en igual número (12–16 en 10 μm), sin interespacio central. Estrías formadas por dos hileras de poroides circulares (4–5 en 1 μm), separadas por interestrías prominentes.

Comentarios: *P. australis* posee una marcada similitud morfológica con *P. seriata*, con la cual comparte sus dimensiones generales, forma valvar y la ausencia de interespacio central (Fryxell & Hasle 2004). Para diferenciarlas, es imprescindible analizar la ultraestructura de sus estrías empleando de microscopía electrónica. En *P. australis* cada estría esta formada por dos hileras de poroides, dispuestos de 4–6 en 1 μm y en *P. seriata* cada estría presenta de 3–5 hileras de poroides, en número de 7–8 en 1 μm (Skov et al. 1999).

Distribución: *P. australis* es una especie cosmopolita, observada principalmente en Escocia, Galicia (España), la costa oeste de los EEUU y Chile (Fryxell & Hasle 2004). En Argentina se encuentra ampliamente distribuida entre los ~38–54°S (Almandoz et al. 2007) y se la observa durante todo el año en los Golfos Nuevo y San Matías (Sastre et al. 2001).

Dadas las dificultades para distinguir en forma fehaciente a *P. australis* de *P. cf. seriata* durante los recuentos celulares con microscopio invertido, los comentarios sobre su distribución en el Canal de Beagle se realizaron para las dos especies en forma conjunta en la sección correspondiente a la segunda.

Toxicidad: *P. australis* es una especie productora de ácido domoico (Cusack et al. 2002). El primer episodio de toxicidad vinculado a esta especie ocurrió en el año 1991 y derivó en una mortandad masiva de pelícanos (*Pelecanus occidentalis*) y cormoranes (*Phalacrocorax penicillatus*) en la Bahía de Monterey, EEUU (Buck et al. 1992; Fritz et al. 1992; Garrison et al. 1992). Desde entonces, la producción de AD ligada a esta especie y su vinculación con episodios de intoxicación tanto en aves como en mamíferos marinos se observó en

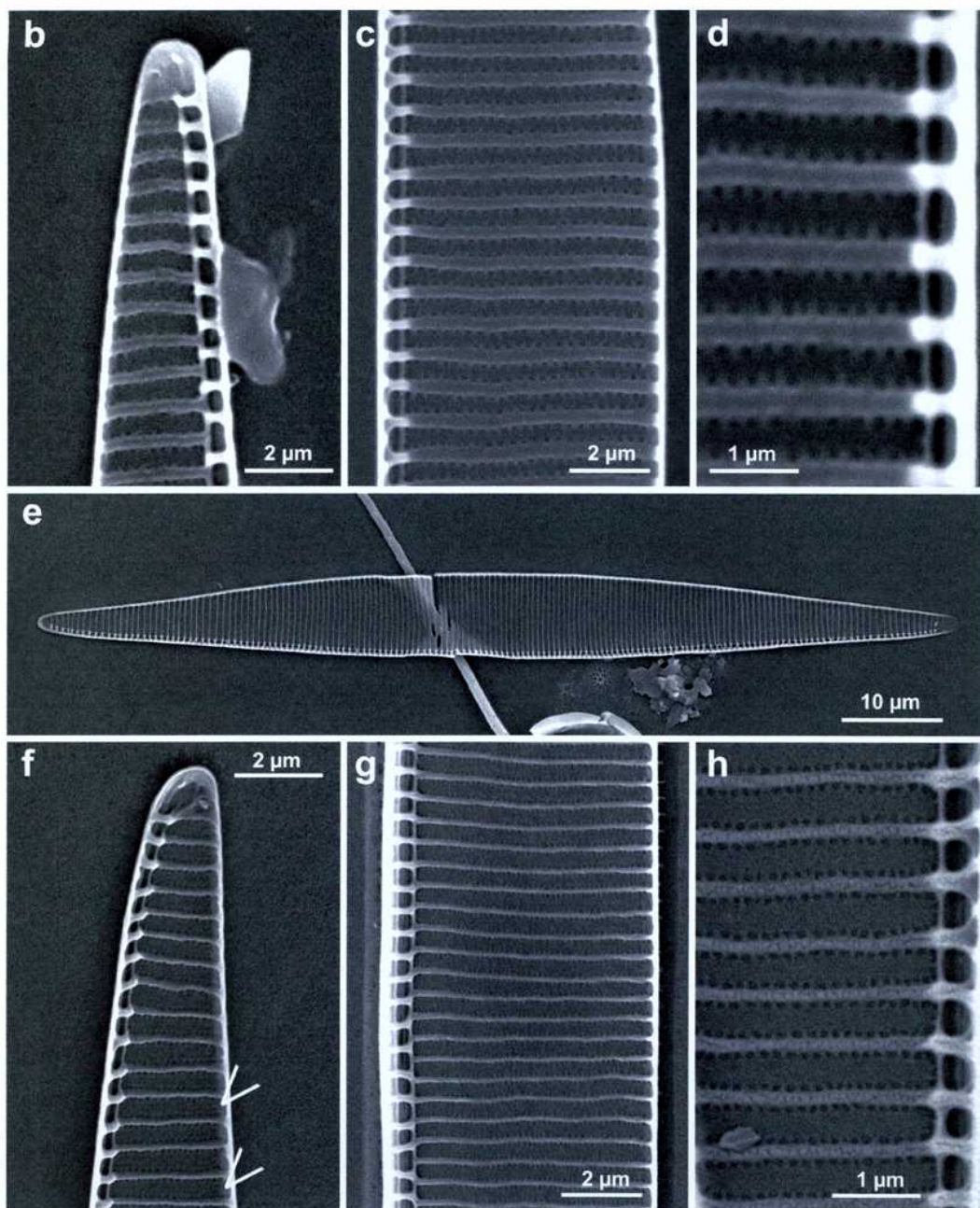


Figura 16: *Pseudo-nitzschia australis* (a-d, MEB). a) Aspecto general de la valva en vista interna; b) Detalle del extremo valvar; c-d) Parte central de la valva y detalle de estrias, respectivamente. *Pseudo-nitzschia cf. seriata* (e-h, MEB). e) Aspecto general de la valva en vista interna; f) Detalle del extremo valvar. Note la presencia de estrias formadas por dos hileras de pequeños poroides, con algunos poroides adicionales entre ellas (flecha); g-h) Parte central de la valva y detalle de estrias, respectivamente.

reiteradas ocasiones en distintas partes del mundo (ej. Miguez et al. 1996; Fraga et al. 1998; Sierra-Beltrán et al. 1998; Scholin et al. 2000; Anderson et al. 2006; Schnetzer et al. 2007).

En el cono sur americano, la presencia de AD asociada a floraciones de *P. australis* es de particular importancia en Chile, donde impacta negativamente sobre la producción de mariscos (Suárez-Isla et al. 2002), y su toxicidad en ensayos de laboratorio fue confirmada recientemente (Álvarez et al. 2009). En Argentina, durante una floración de *P. australis* se detectó AD en muestras de fitoplancton, mejillones y anchoitas colectadas en las cercanías de Mar del Plata (Negri et al. 2004). No obstante, a la fecha no existen estudios que hayan confirmado su toxicidad en laboratorio.

Pseudo-nitzschia calliantha Lundholm, Moestrup & Hasle

Fig. 17, a-e

Referencias: Lundholm et al. (2003); Amato & Montresor (2008)

Células agrupadas en cadenas, con una superposición de los extremos de aproximadamente 1/5 a 1/6 del largo total. Frústulos lineares y con extremos agudos en vista valvar y cingular. El eje apical es de 40 a 90 μm y el eje transapical de 1,5 a 1,8 μm . Las fíbulas se disponen en forma homogénea (22–25 en 10 μm) y delimitan un amplio interespacio central. Las estrías (39–44 en 10 μm) están formadas por una sola hilera de poroides, dispuestos de 5–6 en 1 μm . Al MET, se observa que el himen de los poroides está generalmente dividido en siete a diez sectores.

Comentarios: *P. calliantha* se describió como una nueva especie en forma reciente, como resultado de una profunda revisión taxonómica del complejo *Pseudo-nitzschia pseudodelicatissima/cuspidata* (Lundholm et al. 2003). Las especies de este complejo comparten la presencia de valvas largas y angostas, con extremos agudos, un evidente interespacio central, estrías uniseriadas y una densidad similar de poroides por micrón. En particular, tres especies de este complejo, *P. calliantha*, *P. pseudodelicatissima* y la recientemente descrita *P. mannii*, poseen además una amplia superposición en sus caracteres morfométricos (Amato & Montresor 2008). Por este motivo, su diferenciación específica requiere de un estudio morfológico profundo, para el cual resulta imprescindible la observación con MET de la ultraestructura del himen de los poroides. *P. calliantha* posee hímenes divididos generalmente en siete a diez sectores, lo que la diferencia de *P. pseudodelicatissima* y *P. mannii*, cuyos hímenes se encuentran generalmente divididos en

dos y de dos a siete sectores, respectivamente (Lundholm et al. 2003; Amato & Montresor 2008).

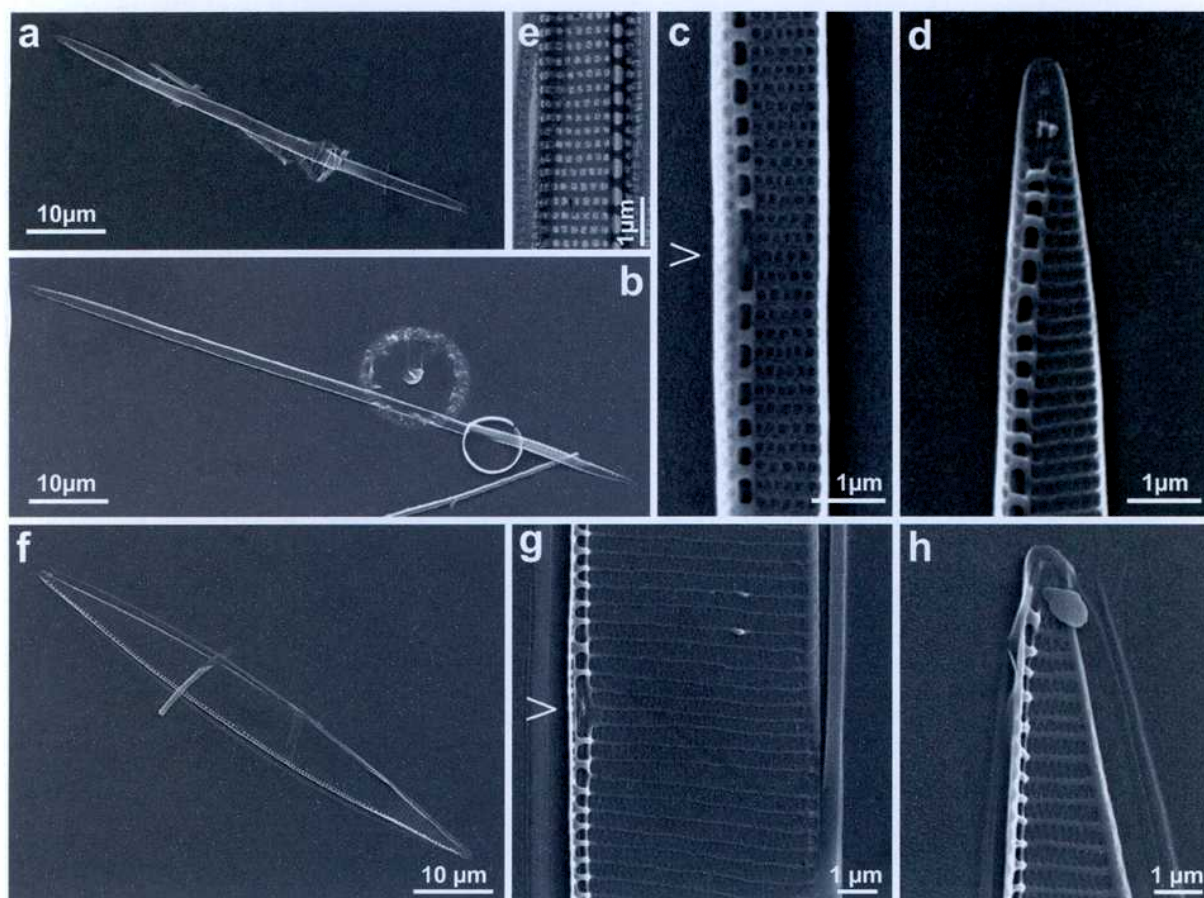


Figura 17: *Pseudo-nitzschia calliantha* (a-e). a-b) Aspecto general de la valva de dos ejemplares en vista interna (MEB); c) Parte central de la valva (MEB). Note la presencia de interespacio central (flecha); d) Detalle del extremo valvar (MEB); e) Detalle de estrias y poroides (MET). *Pseudo-nitzschia fraudulentum* (f-h, MEB). f) Aspecto general de la valva en vista interna; g) Detalle de la parte central de la valva e interespacio central (flecha); h) Detalle del extremo valvar.

Durante este estudio, los análisis morfológicos realizados con MEB no permitieron observar la ultraestructura del himen en los especímenes ubicados dentro de este complejo de especies. A pesar de que el empleo de MET es ampliamente recomendado para esta finalidad (Lundholm et al. 2003; Amato & Montresor 2008), estudios recientes han obtenido resultados favorables en la observación del tipo de himen con MEB en *P. calliantha*, tanto en

muestras de campo (Quijano-Scheggia et al. 2008) como en ejemplares provenientes de cultivos celulares (Besiktepe et al. 2008; Álvarez et al. 2009).

Distribución: a pesar de su reciente descripción, *P. calliantha* se considera una especie cosmopolita, observada en aguas costeras de Dinamarca, Noruega, Escocia, España, los mares Negro y Adriático, Canadá, Golfo de México, Bermudas, Chile, Vietnam y Australia (Lundholm et al. 2003). Ha sido mencionada como formadora de floraciones durante el verano tardío y el otoño en el Mar Adriático, asociadas con una disminución en la concentración de nutrientes (Maric et al. 2008) y durante el otoño en la Bahía de Pedro el Grande (Mar del Japón) a temperaturas entre 6 y 16°C (Stonik et al. 2008). Asimismo, Quiroga (2006) observó floraciones de *P. calliantha* durante la primavera en la Bahía Banyuls-sur-Mer (mar Mediterráneo) en aguas relativamente cálidas (12,9-16,8°C) y ricas en nutrientes. Spatharis et al. (2009) observaron una importante floración ($\approx 7 \times 10^6$ cél/L) en el golfo de Kallónis (íslas griegas del Egeo) durante el invierno, relacionada con un período de precipitaciones y enriquecimiento de nutrientes.

Para el Mar Argentino, las citas de *P. pseudodelicatissima* efectuadas por Ferrario et al. (1999, 2002) con anterioridad a la descripción de *P. calliantha* corresponderían a esta última especie (Almandoz et al. 2007). Asimismo, aún sin confirmación al MET, *P. cf. calliantha* habría sido observada en aguas de plataforma durante la primavera entre los ~ 43 y 47°S (Almandoz 2008).

En el Canal de Beagle, *P. calliantha* se observó durante todo el año, con muy bajas concentraciones (< 50 cél/L) durante otoño-invierno y un aumento en la primavera y el verano, cuando se registró generalmente en densidades de $\approx 10^3$ - 10^4 cél/L. La máxima concentración de *P. calliantha* se observó hacia finales del verano (15/3/07), cuando alcanzó un pico de $9,4 \times 10^4$ cél/L.

Toxicidad: La producción de AD en *P. calliantha* se ha registrado en cepas aisladas en Canadá, Dinamarca, el Mar Negro, Túnez y Chile (Lundholm et al. 2003; Besiktepe et al. 2008; Álvarez et al. 2009).

***Pseudo-nitzschia fraudulenta* (Cleve) Hasle**

Fig. 17, f-h

Basónimo: *Nitzschia fraudulenta* Cleve

Sinónimo: *Pseudo-nitzschia seriata* var. *fraudulenta* (Cleve) H. Peragallo

Referencias: Takano & Kuroki 1977; Hasle 1993; Hasle et al. 1996; Villac 1996; Kaczmarska et al. 2005.

Células agrupadas en cadenas, linear-lanceoladas con extremos aguzados en vista conectival, con una superposición de los extremos de aproximadamente 1/5 a 1/7 del largo total. Valvas lanceoladas, simétricas respecto al eje apical, con extremos aguzados. El eje apical es de 60 a 77 μm y el eje transapical de 5 a 7,5 μm . Las fíbulas (22–24 en 10 μm) se disponen en cantidad semejante a las estrías (23–25 en 10 μm), y delimitan un interespacio central grande, equivalente a 3–4 estrías. Las estrías están compuestas de dos hileras de poroides redondeados (6 en 1 μm).

Comentarios: *P. fraudulenta* es morfológicamente semejante a *P. australis*, *P. seriata* y *P. subfraudulenta*. De las dos primeras se diferencia fundamentalmente por la presencia de interespacio central, el cual es distinguible con microscopía óptica en valvas sin contenido celular. A diferencia de *P. fraudulenta*, *P. subfraudulenta* presenta un contorno valvar con márgenes rectos a lo largo de la mayor parte del eje apical y una mayor densidad de estrías que de fíbulas (Fryxell & Hasle 2004).

Distribución: *P. fraudulenta* es una especie cosmopolita, observada en elevadas abundancias principalmente en Australia y Nueva Zelanda (Fryxell & Hasle 2004). En el cono sur americano se encuentra con una amplia distribución en Chile y acotada al sur de Brasil (Ferrario et al. 2002; Villac et al. 2008). Por su parte, en Argentina ha sido mencionada para la costa de las provincias de Buenos Aires y Chubut y en aguas de la plataforma entre los ~43–45°S (Ferrario et al. 1999; Almandoz et al. 2007; Sastre et al. 2007).

En el Canal de Beagle *P. fraudulenta* se observó durante la primavera y el verano, con un máximo de 5×10^3 cél/L (04-10-2006).

Toxicidad: la producción de AD en *P. fraudulenta* se detectó por primera vez a partir de cepas aisladas en aguas costeras de Nueva Zelanda (Rhodes et al. 1998). Recientemente, Sastre et al. (2007) registraron la presencia de AD en muestras de fitoplancton colectadas en dos sitios costeros de la provincia de Chubut, Argentina. La toxicidad observada se relacionó con una floración de *P. fraudulenta* ($2,5 \times 10^4$ cél/L), aunque también se registró la presencia de *P. pungens* en muy bajas concentraciones. Esta floración se produjo a una temperatura de 9°C, con una salinidad de 33,65 psu y una baja concentración de nutrientes (Sastre et al. 2007).

Referencias: Hasle 1965; Fehling et al. 2004; Hasle & Lundholm 2005.

Células agrupadas en cadenas, con una superposición de los extremos de aproximadamente 1/3 del largo total. Extremos celulares agudos en vista cingular y redondeados en vista valvar. Valvas lanceoladas, levemente asimétricas, 80,5–103,5 μm y 7–8,9 μm de ancho. Estrías y fibulas dispuestas aproximadamente en igual número (14–19 en 10 μm), sin interespacio central. Estrías formadas por dos hileras de pequeños poroides (7–8 en 1 μm), y en algunos casos con unos pocos poroides aislados entre las dos anteriores.

Comentarios: los especímenes observados en el Canal de Beagle no coinciden con las descripciones clásicas de *P. seriata* ni de *P. australis*. La presencia de estrías perforadas principalmente por dos hileras de poroides (típico de *P. australis*) pero con una densidad de 7–8 en 1 μm (como en *P. seriata*) es bastante desconcertante. Sin embargo, estos inusuales especímenes son similares a aquellos aislados en Escocia e identificados como *P. seriata* por medio de análisis microscópicos ultraestructurales y de secuenciación de ADN (Fehling et al. 2004). A diferencia de la descripción clásica de *P. seriata*, la cual incluye la presencia de 3–5 hileras de poroides por estría, las cepas escocesas muestran dos hileras de poroides o muy ocasionalmente unos pocos poroides adicionales aislados entre ambas o una tercera hilera completa (Fehling et al. 2004). Estos autores atribuyen esta morfología inusual de *P. seriata* al hecho de que las células se habrían mantenido en cultivo durante seis meses antes de realizar las observaciones al microscopio. La observación de este morfotipo en el presente trabajo de campo sugiere que puede encontrarse también en poblaciones naturales, lo que dispara nuevos interrogantes respecto a la diferenciación morfológica entre *P. seriata* y *P. australis* (Almandoz et al. 2009).

Distribución: *P. seriata* se describe como una especie confinada a las aguas frías del hemisferio norte (Hasle 2002). Se ha registrado en el Mar de Barents, las costas noruegas, Islandia, Dinamarca, Mar Báltico, Escocia, Irlanda, Groenlandia, en el sector canadiense del océano Ártico, el Golfo de San Lorenzo (Canadá) y las costas este y oeste de los Estados Unidos (Fehling 2004). Por otro lado, los ejemplares inusuales de *P. seriata* con sólo dos hileras de poroides fueron aislados en aguas escocesas (Fehling et al. 2004).

En el Canal de Beagle, *P. cf. seriata/P. australis* se observó durante todo el año. Durante el otoño y el invierno se registró en forma ocasional y a bajas densidades (10-50 cél/L), mientras que durante la primavera y el verano su frecuencia y abundancia aumentaron,

alcanzando un máximo de $2,1 \times 10^4$ cél/L hacia el final del verano (15-03-2007). Cabe destacar que a pesar de que no estuvo al alcance de este estudio discriminar entre la abundancia de ambas especies, las observaciones de muestras de red realizadas con microscopia electrónica permitieron observar un marcado predominio de *P. cf. seriata* respecto de *P. australis*.

Toxicidad: *P. seriata* es una especie productora de AD (Lundholm et al. 1994), asociada con la acumulación recurrente de toxinas en moluscos en el Golfo de San Lorenzo, Canadá (Couture et al. 2001; Bates et al. 2002). Las cepas escocesas de *P. seriata* también produjeron AD en ensayos de laboratorio (Fehling et al. 2004).

CONCLUSIONES Y DISCUSIÓN

El rasgo más sobresaliente de la dinámica del fitoplancton observado en el Canal de Beagle durante el período analizado fue el marcado contraste entre la baja concentración de biomasa y densidad durante el otoño-invierno y su notable incremento durante la primavera-verano. Este patrón de variación anual coincide con el incremento en los valores de clorofila observado en primavera y verano en aguas del Canal de Beagle por Hernando (2006) y resulta similar al descrito para el sur del Mar Argentino (Romero et al. 2006) y la zona de fiordos del sur de Chile (Iriarte et al. 2007). Por el contrario, difiere de la dinámica mencionada para aguas del litoral bonaerense, donde los máximos de biomasa se producen principalmente en invierno y posteriormente se alcanzan picos secundarios durante el verano tardío u otoño (Gayoso 1999; Lutz et al. 2006; Popovich et al. 2008).

Las floraciones constituyen una característica fundamental de la dinámica del fitoplancton en ambientes marinos. Representan eventos de rápida producción y acumulación de biomasa, originadas en respuesta a cambios en un conjunto de factores ambientales que operan en distintas escalas de tiempo tales como la radiación solar, la estabilidad de la columna de agua, la disponibilidad de nutrientes, la presión de pastoreo, etc. En zonas de latitud media y alta, la reducida disponibilidad de energía solar en las capas superficiales del mar y el intenso proceso de mezcla vertical de la columna de agua durante los meses de invierno, limitan la productividad del fitoplancton a los valores más bajos de todo el año. Como resultado de la mezcla de aguas profundas por turbulencia y la baja biomasa fitoplanctónica, las concentraciones de nutrientes alcanzan durante esta época sus valores más elevados. Posteriormente, el calentamiento de las capas superficiales y las descargas de agua dulce durante la primavera-verano desarrollan un gradiente de densidad vertical en la columna de agua. De esta forma, la estratificación vertical generada mantiene al fitoplancton en una capa superficial delgada y rica en nutrientes, donde la intensidad de luz incidente es mayor que en el resto de la columna, favoreciendo de este modo el inicio de las floraciones. Este modelo general ha sido ampliamente utilizado para explicar la dinámica estacional de las floraciones fitoplanctónicas tanto en ambientes costeros como de aguas abiertas, en zonas templadas y frías (Cloern 1996; O'Boyle & Silke 2009; Masson & Peña 2009). No obstante, otros estudios sugieren que la estabilidad de la columna de agua no es un requisito indispensable para el desarrollo de las floraciones (Townsend et al. 1992; Eilertsen et al. 1993; Huisman et al. 1999). En estos últimos casos, se ha observado que la profunda penetración de la luz en las aguas claras de primavera, en conjunto con una débil mezcla

vertical inducida por los vientos, han permitido mantener elevadas tasas de crecimiento en la columna de agua, originando floraciones en ausencia de estratificación vertical.

Hacia el este del Canal de Beagle ($\approx 69^{\circ}\text{O}$), Hamamé & Antezana (1999) observaron un pico de clorofila durante la primavera, en condiciones verticalmente homogéneas de temperatura y salinidad. En coincidencia, los perfiles obtenidos para el sector de Punta Paraná en el presente trabajo muestran una columna de agua relativamente homogénea durante gran parte del año, con una leve estratificación salina en primavera y verano, posiblemente vinculada al aporte de agua dulce por el deshielo y las precipitaciones de la época estival (Hernando 2006). Al contrario, la disponibilidad de radiación solar en la columna de agua aparece como el factor principal que limita el desarrollo de floraciones fitoplanctónicas en la zona de fiordos y canales de Tierra del Fuego (Pizarro et al. 2005).

El aumento de biomasa y densidad celular observado a comienzos de primavera estuvo relacionado con una intensa floración de diatomeas del género *Chaetoceros*, con picos de 3×10^6 cél/L. Como consecuencia de esta floración, la concentración de nutrientes se redujo marcadamente respecto a los meses previos de invierno, reflejando su incorporación a la biomasa fitoplanctónica. La floración de *Chaetoceros* declinó a las dos semanas y posteriormente se observó un segundo pico de biomasa, aunque esta vez representado principalmente por diatomeas del género *Thalassiosira*. La presencia de una elevada abundancia de diatomeas y el predominio de *Chaetoceros* spp. han sido observados previamente en distintas zonas del Canal de Beagle durante campañas de muestreo realizadas en los meses de Octubre (Avaria et al. 2003; Pizarro et al. 2005) y Noviembre (Hamamé & Antezana 1999), lo que sugiere que este género representa un componente sobresaliente del fitoplancton del canal. Por otro lado, Avaria et al. (2003) observaron un pico de biomasa dominado por *T. cf. mendiolana* en aguas fueguinas del Estrecho de Magallanes.

Las floraciones primaverales de diatomeas son un fenómeno recurrente en ambientes costeros de zonas templadas (Cloern 1996; Gentien et al. 2005). En este sentido, se han propuesto diversas hipótesis para explicar el motivo que origina que estas exploten eficientemente las condiciones de elevada radiación solar y alta concentración de nutrientes (Cloern & Dufford 2005). Entre ellas se mencionan la mayor velocidad de división celular producto de su rápida asimilación de nutrientes en aguas ricas en nitrógeno; su alta eficiencia de crecimiento a bajos niveles de luz y el uso de bicarbonato durante las floraciones, cuando la concentración de CO_2 disuelto limita la fotosíntesis de otros grupos de algas (Cloern & Dufford 2005).

Otra condición necesaria para el inicio de las floraciones fitoplanctónicas es que la productividad primaria sea lo suficientemente elevada como para sobrepasar el consumo por parte de los predadores. En este sentido, las floraciones de primavera en zonas templadas y de altas latitudes comienzan cuando la biomasa de zooplancton y su tasa de pastoreo se encuentra próxima a su mínimo anual (Cloern 1996). El ajuste entre la distribución de biomasa fito- y zooplanctónica se ha observado en el extremo sur de la Patagonia argentina y en el sector este del Canal de Beagle, donde se presenta un pico de biomasa zooplanctónica durante la primavera y el verano (Sabatini & Álvarez Colombo 2001). Asimismo, en el sector oeste del Canal de Beagle Hamamé & Antezana (1999) observaron un incremento en la abundancia de larvas de invertebrados en respuesta a la proliferación fitoplanctónica de primavera, sugiriendo la presencia de un fuerte acoplamiento bento-pelágico.

Hacia finales de la primavera y durante los meses siguientes de verano se observó una disminución en la densidad y biomasa de las diatomeas, dando lugar a ensambles enriquecidos con pequeños fitoflagelados no identificados y dinoflagelados. Los primeros alcanzaron densidades de $6,8 \times 10^5$ cél/L aunque, debido a sus reducidas dimensiones, sólo aportaron un porcentaje menor del total de la biomasa fitoplanctónica ($\bar{x} = 12\%$). Por el contrario, a pesar de sus relativamente bajas concentraciones ($\approx 10\text{-}15 \times 10^3$ cél/L), los dinoflagelados aportaron un porcentaje considerable de la biomasa total durante este período ($\bar{x} = 30\%$). Finalmente, los ensambles fitoplanctónicos de otoño e invierno, caracterizados por unas muy reducidas densidad celular y concentración de biomasa, estuvieron dominados principalmente por pequeños fitoflagelados no identificados y cocolitofóridos.

Durante el período analizado se halló un total de 10 especies de microalgas potencialmente tóxicas, seis de ellas pertenecientes al grupo de los dinoflagelados (*A. catenella*, *A. ostenfeldii*, *A. tamarensis*, *D. acuminata*, *D. rotundata* y *P. cordatum*) y las restantes al de las diatomeas (*P. australis*, *P. calliantha*, *P. fraudulenta* y *P. cf. seriata*). Para todas ellas existen antecedentes de episodios de toxicidad en distintas partes del mundo, vinculados con efectos adversos sobre la salud humana, las explotaciones de acuicultura, las actividades turísticas y las poblaciones de organismos marinos en general (Faust & Gullledge 2002; Fryxell & Hasle 2004; Taylor et al. 2004). Asimismo, *A. catenella*, *A. tamarensis*, *P. australis* y *P. fraudulenta* han estado asociadas con episodios de toxicidad en la Argentina (Santinelli et al. 2002; Negri et al. 2004; Sastre et al. 2007; Carreto et al. 2008).

La identificación fehaciente de la mayoría de estas especies requiere un detallado análisis morfológico con microscopía óptica y en algunos casos también electrónica. Por ejemplo, para la identificación de las especies de *Alexandrium* resulta esencial observar la forma, estructura y disposición de algunas de sus placas tecaes (Balech 1995) mientras que la observación de la ultraestructura de las estrías y poroides resulta imprescindible para discriminar entre algunas especies de *Pseudo-nitzschia* (Lundholm et al. 2003). Por este motivo, durante el desarrollo del presente trabajo se utilizaron metodologías específicas para la observación de los distintos grupos algales, tales como la oxidación de la materia orgánica en diatomeas o la tinción de las tecas con calcofluor en dinoflagelados, y se empleó tanto microscopía óptica de contraste de fases, contraste de interferencia y epifluorescencia, como microscopía electrónica de barrido y transmisión.

Históricamente, la delimitación de especies de diatomeas y dinoflagelados se basó casi exclusivamente en las características morfológicas de sus frústulos o tecas respectivamente (Round 1990; Balech 1995) sin un conocimiento adecuado de la variabilidad fenotípica asociada (Vanormelingen et al. 2008; Touzet et al. 2008). La utilización más reciente de técnicas moleculares ha dado lugar a nuevos criterios de análisis basados en la variabilidad de las secuencias genéticas, las cuales, a menudo, no presentan una clara correspondencia con las características morfológicas diagnósticas utilizadas tradicionalmente (Amato et al. 2007; Mcmanus & Katz 2009). En particular, debido al interés científico que posee el estudio de microalgas tóxicas, en los últimos años han sido objeto de numerosas investigaciones destinadas a verificar su identidad taxonómica. En este sentido, los géneros *Pseudo-nitzschia* y *Alexandrium* representan dos claros ejemplos en los cuales la re-examinación de algunas de sus especies ha arrojado resultados novedosos. Tal es el caso de *P. pseudodelicatissima* cuya revisión morfológica-molecular dio lugar a la descripción de otras tres especies genéticamente distintas pero con leves diferencias morfológicas ultraestructurales (Lundholm et al. 2003; Amato & Montresor 2008) o el de *A. catenella/A. tamarense* cuyos análisis moleculares indican la presencia de un solo grupo monofilético subdividido en al menos cinco subgrupos o linajes de especies posiblemente crípticas (Lilly et al. 2007).

Dada la escasez de estudios taxonómicos previos realizados en la zona, la presencia de *P. cordatum*, *A. tamarense*, *P. calliantha* y *P. fraudulenta* representan nuevas citas para el Canal de Beagle. No obstante, todas ellas fueron observadas previamente en el Mar Argentino (Ferrario et al. 2002; Almandoz et al. 2007; Balech 2002; Carreto et al. 2008). Por su parte, la presencia de *P. australis*, *D. acuminata*, *D. rotundata* y *A. ostenfeldii* fue incluida en una lista de especies observadas durante la primavera en un amplio muestreo que

abarcó la zona del estrecho de Magallanes y el Cabo de Hornos, con algunos sitios de muestreo correspondientes al Canal de Beagle (Avaria et al. 2003). Para la última especie, sin embargo, no existen registros de su presencia en el Mar Argentino.

El hallazgo de un morfotipo inusual de *P. seriata*, descrito previamente para cepas aisladas en Escocia (Fehling et al. 2004), constituye uno de los resultados más novedosos dado que no existen reportes fehacientes para la especie en el cono sur americano (Ferrario et al. 2002). Por medio de técnicas moleculares, Fehling et al. (2004) hallaron que a pesar de las diferencias observadas en la ultraestructura de las estrías de las cepas escocesas, estas presentaron una idéntica secuenciación genética a la de aquellos ejemplares típicos de *P. seriata* con más de dos hileras de poroides. Durante experimentos con cultivos de *P. seriata*, Lundholm et al. (1997) observaron una reducción de cuatro a dos hileras de poroides por estría al incrementar la temperatura del agua de 4 a 15°C. Por otro lado, las cepas escocesas mostraron leves diferencias genéticas con respecto a *P. australis*, lo que sugiere que ambas especies se encuentran estrechamente relacionadas (Fehling et al. 2004). La similitud morfológica entre estas dos especies, había sido resaltada con anterioridad por Rivera (1985), quien en base al gradiente observado en la cantidad de hileras de poroides y su densidad para las dos especies, sugirió a *P. australis* como un sinónimo de *P. seriata*. No obstante, esta consideración fue desestimada en trabajos posteriores, en los que se discriminó claramente la identidad taxonómica de *P. australis* y *P. seriata* (ej. Skov et al. 1999; Ferrario et al. 2002; Hasle 2002; Fryxell & Hasle 2004). En síntesis, dado que se la considera distribuida exclusivamente en el hemisferio norte (Hasle 2002), si el hallazgo de *P. seriata* en el Canal de Beagle pudiera ser confirmado mediante el empleo de técnicas moleculares se ampliaría considerablemente la distribución de esta especie.

La distribución geográfica de las microalgas marinas puede expandirse considerablemente como resultado de factores naturales (ej. cambios climáticos, corrientes oceánicas, fuertes tormentas, transporte de esporas por el viento o aves) o antropogénicos, tales como el transporte de especies en aguas de lastre (Hallegraeff & Gollasch 2006). Estas últimas se utilizan para estabilizar la navegación de embarcaciones marinas, a través del llenado con agua de mar de tanques ubicados en el interior del casco. Al llegar a destino el proceso suele invertirse, liberando el agua acumulada y transportada según el caso hasta varios miles de kilómetros desde su lugar de origen. Si los organismos logran sobrevivir al viaje y encuentran condiciones favorables en la zona receptora, existe el riesgo de que se instalen como especies invasoras (Cohen 1998). En este sentido, se ha observado que numerosas especies de diatomeas y dinoflagelados, incluyendo especies toxígenas como *Pseudo-nitzschia fraudulenta* y *Prorocentrum cordatum*, logran sobrevivir hasta aproximadamente 30

días en aguas de lastre (Burkholder et al. 2007). A pesar de lo difícil que resulta la comprobación del fenómeno de introducción de especies en el caso de las microalgas, existen varios ejemplos en la bibliografía donde el transporte por aguas de lastre se postula como la principal causa para explicar su aparición repentina en sitios monitoreados en forma regular durante muchos años (Edlund et al. 2000; Hallegraeff & Gollasch 2006; Martin & LeGresley 2008).

Las abundancias máximas registradas para las distintas especies toxígenas mostraron un amplio espectro, fluctuando entre aquellas que no superaron las 10 cél/L (ej. *A. tamarense*, *D. rotundata*) y un máximo cercano a las 10^5 cél/L alcanzado por *P. calliantha*. A excepción de *D. rotundata*, que se observó exclusivamente durante el invierno, el resto de las especies toxígenas mostraron un incremento en su frecuencia y abundancia durante la primavera o el verano. A pesar de que ninguna de las especies toxígenas dominó el fitoplancton ni produjo intensas floraciones durante el período analizado, los máximos celulares de *D. acuminata*, *A. catenella* y *P. calliantha* se encontraron dentro de los rangos de abundancia a partir de las cuales se suele detectar la acumulación de toxinas en mariscos (Reguera 2002). En este sentido, durante el período analizado se observó la presencia de TPM en mejillones entre Noviembre y Febrero, con un máximo de 106 µg STX/100g de tejido (Hernando et al. 2007). La acumulación de toxinas en mejillones coincidió con la ocurrencia de *A. catenella* en las muestras de fitoplancton, el cual se observó desde principios de Noviembre (una semana antes del episodio de toxicidad) hasta finales de Enero. La ausencia de otras especies potencialmente productoras de TPM en las muestras de fitoplancton durante el período y los antecedentes de episodios de toxicidad vinculados a *A. catenella* en el Canal de Beagle (Benavides et al. 1995; Guzmán et al. 2002); sugieren que esta última especie podría ser la responsable de la toxicidad observada en los mejillones. Por otro lado, cabe destacar que durante el período 2006-2007 contemplado en esta tesis, no se realizaron análisis destinados a evaluar la presencia de toxinas diarreicas (TDM) ni amnésicas (TAM) en moluscos.

Otro fenómeno importante relacionado con la ocurrencia de FANs es la eutrofización o enriquecimiento general en la concentración de nutrientes de ambientes costeros (Anderson et al. 2008; Heisler et al. 2008). Este proceso, principalmente ligado al incremento de poblaciones humanas en zonas costeras, la utilización de fertilizantes para cultivos terrestres y las actividades de acuicultura, ha ocasionado un aumento progresivo en la concentración de nitrógeno y fósforo, llegando a multiplicar su concentración en 2-4 o más veces en extensos mares epicontinentales, como el Báltico, el Mar de Irlanda o el Mar Negro (Smayda 2008). En este sentido, numerosos estudios basados en extensas series de datos

sugieren que las floraciones del dinoflagelado toxígeno *P. cordatum*, presente en el área de estudio, se han incrementando en número y expansión geográfica en las últimas décadas en relación a la eutrofización de las zonas costeras (Glibert et al. 2008). Su rápida capacidad de crecimiento, combinada con su pequeño tamaño y la habilidad de utilizar tanto nutrientes orgánicos como inorgánicos, podrían conferirle ventajas competitivas sobre las poblaciones locales en sitios con aguas enriquecidas en nutrientes (Heil et al. 2005). Asimismo, esta especie ha mostrado un amplio rango de adaptación a distintas intensidades lumínicas en condiciones de cultivo, alcanzando sus tasas máximas de crecimiento con altas intensidades lumínicas y aguas cálidas ($\approx 20^{\circ}\text{C}$), (Heil et al. 2005). Sin embargo, los antecedentes de floraciones en Japón, en aguas con temperaturas entre 3 y 12°C , similar al rango anual de temperatura observado para el Canal de Beagle, sugieren que esta variable no representa un factor limitante para el desarrollo de floraciones en esta especie (Heil et al. 2005).

Por su localización en el extremo sur del continente americano y sus particularidades geográficas, el Canal de Beagle representa un ecosistema marino de características singulares en comparación con otros ambientes de Argentina y el mundo. La ciudad de Ushuaia, ubicada sobre sus costas, posee uno de los puertos más importantes del país y en los últimos tiempos ha adquirido un gran movimiento de buques científicos y de turismo transformándose en la puerta de ingreso a la Antártida (Wikipedia 2009). Por otro lado, el notable aumento de la población de Ushuaia genera un mayor riesgo de contaminación de sus aguas, las cuales podrían eutrofizarse en caso de no aplicar las medidas de prevención necesarias para mitigar el impacto de los efluentes urbanos e industriales (Torres et al. 2009).

La implementación de un programa de monitoreo en el Canal de Beagle por parte de la Secretaría de Desarrollo Sustentable y Ambiente de la Provincia de Tierra del Fuego desde finales de 2005 responde a la necesidad de garantizar las condiciones sanitarias en la producción y/o comercialización de bivalvos. Acorde a los antecedentes de episodios de toxicidad en la zona, la detección de ficotoxinas en mejillones se ha manifestado desde entonces en forma recurrente durante la primavera y/o el verano, salvaguardando la salud pública mediante la imposición de vedas en la extracción y comercialización de moluscos.

La identificación inequívoca de las especies potencialmente tóxicas representa una de las cuestiones primordiales en las etapas iniciales de un programa de monitoreo (Reguera 2002). La incorporación del análisis del fitoplancton a un monitoreo de toxicidad permite conocer los momentos y las zonas en las que es necesario intensificar los costosos procedimientos para la detección de toxinas. Asimismo, representa la única forma de

adquirir cierta capacidad de predicción sobre la aparición, el desarrollo y la desaparición de las floraciones tóxicas, brindando a los productores la posibilidad de realizar un mejor manejo de la explotación del recurso marisquero (Franks & Keafer 2004). Claro está que la adquisición de esta capacidad de predicción representa un largo proceso de investigación, en el que resulta imprescindible comprender los ciclos de sucesión estacional y anual del fitoplancton, realizar el aislamiento y cultivo de especies potencialmente toxígenas a fin de analizar su toxicidad *in situ*, e identificar los factores hidrográficos que controlan la dominancia de las distintas especies fitoplanctónicas en la región (Reguera 2002). En este aspecto, el presente trabajo constituye el primer estudio destinado a analizar la presencia de microalgas tóxicas en el Canal de Beagle.

Los distintos escenarios futuros propuestos en el contexto del “efecto invernadero” predicen una serie de impactos sobre los ecosistemas marinos, tales como el aumento de la temperatura en las capas superficiales del agua, la acidificación, alteraciones en la estructura vertical de la columna de agua y cambios en la estacionalidad y el volumen de las descargas de agua dulce provenientes de cuerpos continentales en aguas costeras. Es de esperar que estos cambios, sumados a los procesos antropogénicos antes mencionados como el transporte de aguas de lastre y la eutrofización, tengan consecuencias de difícil predicción sobre el crecimiento y la composición del fitoplancton y la ocurrencia de floraciones algales nocivas (Riebesell 2004; Moore et al. 2008). La investigación de estas consecuencias demandará la ejecución de estudios multidisciplinarios de largo plazo en extensas zonas geográficas, que combinen la observación simultánea de parámetros ambientales físico-químicos y biológicos (Moore et al. 2008). En este sentido, los resultados de esta tesis aportan los primeros datos sobre la composición y dinámica del fitoplancton durante un período anual en aguas del Canal de Beagle. Es de esperar que estos sirvan de línea de base para la ejecución de investigaciones posteriores en distintos ámbitos de las ciencias del ambiente.

- Akselman R (2001) Un nuevo dinoflagelado (Peridinales, Dinophyceae) causante de discoloraciones en el Atlántico Sudoccidental. Bol. Soc. Argent. Bot. (Supl.), p. 55.
- Almandoz GO, Ferrario ME, Ferreyra GA, Schloss IR, Esteves JL, Paparazzo FE (2007) The genus *Pseudo-nitzschia* (Bacillariophyceae) in continental shelf waters of Argentina (Southwestern Atlantic Ocean, 38–55°S). Harmful Algae 6: 93–103.
- Almandoz GO (2008). Distribución geográfica y variación interanual del género *Pseudo-nitzschia* (Bacillariophyceae) en aguas de la plataforma del Mar Argentino y Antártida. Tesis Doctoral. Universidad Nacional de La Plata, La Plata, Argentina, 148p.
- Almandoz GO, Hernando M, Ferrario ME (2009) SEM observations of *Pseudo-nitzschia* from Beagle Channel: *P. seriata* in the southern hemisphere? Harmful Algae News 39: 6–7.
- Amato A, Kooistra WHCF, Levialdi Ghiron JH, Mann DG, Próschild T, Montresor M (2007) Reproductive isolation among sympatric cryptic species in marine diatoms. Protist 158: 193–207.
- Amato A & Montresor M (2008) Morphology, phylogeny, and sexual cycle of *Pseudo-nitzschia mannii* sp. nov. (Bacillariophyceae): a pseudo-cryptic species within the *P. pseudodelicatissima* complex. Phycologia 47: 487–497.
- Anderson DM, Burkholder MS, Cochlon PW, Glibert PM, Gobler JC, Heil AC, Kudela MR, Parsons ML, Rensel JEJ, Townsend DM, Trainer VL, Vargo GA (2008) Harmful algal blooms and eutrophication. Examining linkages from selected coastal regions of the United States, Harmful Algae 8: 39–53.
- Álvarez G, Uribe E, Quijano-Scheggia S, López-Rivera A, Mariño C, Blanco J (2009) Domoic acid production by *Pseudo-nitzschia australis* and *Pseudo-nitzschia calliantha* isolated from North Chile. Harmful Algae 8 (2009) 938–945.
- Anderson CR, Brzezinski MA, Washburn L, Kudela R (2006) Circulation and environmental conditions during a toxigenic *Pseudo-nitzschia australis* bloom in the Santa Barbara Channel, California. Mar Ecol Prog Ser 327: 119–133.
- Arrigo K (2005) Marine microorganisms and global nutrient cycles. Nature 437: 349–355.
- Avaria S, Cáceres C, Castillo P, Muñoz P (2003) Distribución del microfitoplancton marino en la zona Estrecho de Magallanes-Cabo de Hornos, Chile, en la primavera de 1998 (crucero CIMAR 3 fiordos). Cienc. Tecnol. Mar 26 (2): 79–96.
- Balech E (1988) Los dinoflagelados del Atlántico Sudoccidental. Publ. Espec. Inst. Español de Oceanogr. 1, 310 pp.
- Balech E (1995). The Genus *Alexandrium* Halim (Dinoflagellata). Sherkin Island Marine Station Publication, Sherkin Island, County Cork, Ireland, pp. 151.
- Balech E (2002) Dinoflagelados tóxicos del cono sur americano. In: Sar EA, Ferrario ME, Reguera B (eds), Floraciones Algales Nocivas en el Cono Sur Americano. Instituto Español Oceanográfico de Madrid, Vigo, pp. 125–144.

- Bates SS, Léger C, White JM, MacNair N, Ehrman JM, Levasseur M, Couture J-Y, Gagnon R, Bonneau E, Michaud S, Sauve G, Pauley K, Chassé J (2002) Domoic acid production by the diatom *Pseudo-nitzschia seriata* causes spring closures of shellfish harvesting for the first time in the Gulf of St. Lawrence, eastern Canada. Book of abstracts, 10th International Conference on Harmful Algae, Florida, USA, p. 23.
- Benavides H, Prado L, Díaz S, Carreto JI (1995) An exceptional bloom of *Alexandrium catenella* in the Beagle Channel, Argentina. In: Lassus P, Arzul G, Erard E, Gentien P, Marcaillou C (eds), Harmful Algal Blooms. Lavoisier, Paris, pp. 113–119.
- Besiktepe S, Ryabushko L, Ediger D, Yilmaz D, Zenginer A, Ryabushko V, Lee R (2008) Domoic acid production by *Pseudo-nitzschia calliantha* Lundholm, Moestrup et Hasle (bacillariophyta) isolated from the Black Sea. Harmful Algae 7: 438–442.
- Bravo I, Vila M, Masó M, Figueroa RI, Ramilo I (2008) *Alexandrium catenella* and *Alexandrium minutum* blooms in the Mediterranean Sea: Toward the identification of ecological niches. Harmful Algae 7: 515–522.
- Brazeiro A, Mendez S, Ferrari G (1997) The first toxic bloom of *Alexandrium tamarense* in Uruguay: associated environmental factors. Atlantica 19: 19–29.
- Buck KR, Uttal-Cooke L, Pilskaln CH, Roelke DL, Villac MC, Fryxell GA, Cifuentes LA, Chavez FP (1992) Autoecology of the diatom *Pseudo-nitzschia australis*, a domoic acid producer, from Monterey Bay, California. Mar. Ecol. Prog. Ser. 84: 293–302.
- Bujalesky G, Aliotta S, Isla F (2004) Facies del subfondo del canal de Beagle, Tierra del Fuego. Revista de la Asociación Geológica Argentina 59 (1): 29–37.
- Bujalesky G (2007) Coastal geomorphology and evolution of Tierra del Fuego (Southern Argentina). Geologica Acta 5 (4): 337–362.
- Burkholder JAM, Hallegraeff GM, Melia G, Cohen A, Bowers HA, Oldach DW, Parrow MW, Sullivan MJ, Zimba PV, Allen EH, Kinder CA, Mallin MA (2007) Phytoplankton and bacterial assemblages in ballast water of U.S. military ships as a function of port of origin, voyage time, and ocean exchange practices. Harmful Algae 6: 486–518.
- Carreto JI, Montoya NG, Carignan MO (2008) Floraciones de algas tóxicas. In: Boltovskoy D. (Ed), Atlas de Sensibilidad Ambiental de la Costa y el Mar Argentino. Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable, Buenos Aires, pp. 1–11.
- Cembella AD, Lewis NI, Quilliam MA (2000) The marine dinoflagellate *Alexandrium ostenfeldii* (Dinophyceae) as the causative organism of spirolide shellfish toxins. Phycologia 39: 67–74.
- Christian B, Below A, Dreßler N, Scheibner O, Luckas B, Gerdt G (2008) Are spirolides converted in biological systems? –A study. Toxicon 51: 934–940.
- Cloern JE (1996) Phytoplankton bloom dynamics in coastal ecosystems: a review with some general lessons from sustained investigation of San Francisco Bay, California. Reviews of Geophysics 34: 127–168.
- Cloern JE, Dufford R (2005) Phytoplankton community ecology: principles applied in San Francisco Bay. Mar Ecol Prog Ser 285: 11–28.

- Cohen AN (1998) Ships' Ballast Water and the Introduction of Exotic Organisms into the San Francisco Estuary Current Status of the Problem and Options for Management. San Francisco Estuary Institute, Richmond CA.
- Couture J-Y, Levasseur M, Bonneau E, Desjardins C, Sauvé G, Bates SS, Léger C, Gagnon R, Michaud S (2001) Spatial and temporal variation of domoic acid in molluscs and of *Pseudo-nitzschia* spp. blooms in the St. Lawrence from 1998 to 2000. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2375, 24 pp.
- Cox AM, Shull DH, Horner RA (2008) Profiles of *Alexandrium catenella* cysts in Puget Sound sediments and the relationship to paralytic shellfish poisoning events. Harmful Algae 7: 379–388.
- Cusack CK, Bates SS, Quilliam MA, Patching JW, Raine R (2002) Confirmation of domoic acid production by *Pseudo-nitzschia australis* (Bacillariophyceae) isolated from Irish waters. J Phycol 38: 1106–1112.
- Eberlein K, Kattner G (1987) Automatic method for the determination of orthophosphate and total dissolved phosphorus in the marine environment. Fresenius Z Anal. Chem. Berlin, 326: 354–357.
- Edlund MB, Taylor CM, Schelske CL, Stoermer EF (2000) *Thalassiosira baltica* (Grunow) Ostensfeld (Bacillariophyta), a new exotic species in the Great Lakes. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 57 (3): 610–615.
- Eilertsen HC, Hansen GA, Svendsen H, Hegseth EN (1993) Onset of the spring phytoplankton bloom in the Barents Sea: influence of changing light regime and other environmental factors. In: Eilertsen HC (ed) Underwater light measurements. SPIE Proc 2048: 20–32.
- Falkowski PG (1994) The role of phytoplankton photosynthesis in global biogeochemical cycles. Photosynthesis Research 39: 235–258.
- Faust MA, Gullledge RA (2002) Identifying Harmful Marine Dinoflagellates. Contributions from the United States National Herbarium 42: 1–144.
- Fehling J (2004) Diversity, ecology and domoic acid production of *Pseudo-nitzschia* spp. in Scottish waters. Ph.D. Dissertation. Open University, UK, pp. 309.
- Fehling J, Green D, Davidson K, Bolch CJ, Bates SS (2004) Domoic acid production by *Pseudo-nitzschia seriata* (Bacillariophyceae) in Scottish waters. J. Phycol. 40: 622–630.
- Ferrario ME, Sar EA, Sala S (1995) Metodología básica para el estudio del fitoplancton con especial referencia a las diatomeas. In: Alveal K, Ferrario ME, Oliveira EC, Sar EA (eds), Manual de Métodos Ficológicos, Universidad de Concepción, Editora A. Pinto, Chile, pp. 1–23.
- Ferrario ME, Sar EA, Castaños C, Hinz F (1999) Potentially toxic species of the diatom genus *Pseudo-nitzschia* in Argentinian coastal waters. Nova Hedwigia 68(1-2), 131–147.
- Ferrario ME, Sar EA, Sala S (2002) Diatomeas Potencialmente Toxígenas del Cono Sur Americano. In: Sar EA, Ferrario ME, Reguera B (eds), Floraciones Algales Nocivas en el Cono Sur Americano. Instituto Español Oceanográfico de Madrid, Vigo, pp. 167–194.
- Fraga S, Álvarez MJ, Miguez A, Fernandez ML, Costas E, Lopez-Rodas V (1998) *Pseudo-nitzschia* species isolated from Galician waters: toxicity, DNA content and lectinbinding assay. In: Reguera B, Blanco J, Fernández ML, Wyatt T (eds), Harmful Microalgae. Xunta de Galicia & UNESCO, Paris, 270–273.

- Franks PJS, Keafer BA (2004) Sampling techniques and strategies for coastal phytoplankton blooms. In: Hallegraeff GM, Anderson DM, Cembella AD (eds), *Manual on Harmful Marine Microalgae. Monographs on Oceanographic Methodology 11*. UNESCO Publishing, France, pp. 51–76.
- Frenguelli J (1939) Diatomeas del Golfo de San Matías (Río Negro). *Rev. Mus. La Plata* 2: 201–226.
- Fritz L, Triemer RE (1985) A rapid simple technique utilizing Calcofluor White M2R for the visualization of dinoflagellate thecal plates. *Journal of Phycology* 21: 662–664.
- Fritz L, Quilliam MA, Wright JLC, Beale AM, Work TM (1992) An outbreak of domoic acid poisoning attributed to the pennate diatom *Pseudo-nitzschia australis*. *J. Phycol.* 28: 439–442.
- Fryxell GA, Hasle GR (2004) Taxonomy of harmful diatoms. In: Hallegraeff GM, Anderson DM, Cembella AD (eds), *Manual on Harmful Marine Microalgae. Monographs on Oceanographic Methodology 11*. UNESCO Publishing, France, pp 465–509.
- Garrison DL, Conrad SM, Eilers PP, Waldron EM (1992) Confirmation of acid production by *Pseudo-nitzschia australis* (Bacillariophyceae) in culture. *J. Phycol.* 28: 604–607.
- Gayoso AM (1999) Seasonal Succession Patterns of Phytoplankton in the Bahía Blanca Estuary (Argentina). *Botanica Marina* 42: 367–375.
- Gayoso AM, Dover S, Morton S, Busman M, Moeller P, Fulco VK & Maranda L (2002) Diarrhetic shellfish poisoning associated with *Prorocentrum lima* (Dinophyceae) in Patagonian gulfs (Argentina). *J. Shellfish Res.*, 21 (2): 461–463.
- Gayoso AM, Fulco K (2006) Occurrence patterns of *Alexandrium tamarense* (Lebour) Balech populations in the Golfo Nuevo (Patagonia, Argentina), with observations on ventral pore occurrence in natural and cultured cells. *Harmful Algae* 5: 233–241.
- Gentien P, Donaghay P, Yamazaki H, Raine R, Reguera B, Osborn T (2005) Harmful algal blooms in stratified environments *Oceanography* 18: 152–163.
- Glibert PM, Mayorga E, Seitzinger S (2008) *Prorocentrum minimum* tracks anthropogenic nitrogen and phosphorus inputs on a global basis: Application of spatially explicit nutrient export models. *Harmful Algae* 8: 33–38.
- Graham LE, Wilcox LW (2000) *Algae*. Prentice-Hall, Upper Saddle River, 640 pp.
- Grasshof K (1969) A simultaneous multiple channel system for nutrient analyses in seawater with analog and digital data record. In: *Technicon International Congress, Chicago*. Technicon Publication Board. Chicago, EE UU, pp. 133–145.
- Grasshoff K, Ehrhardt M, Kremling K (1983) *Methods of Seawater Analysis*. 2d ed., Verlag Chemie, 317 pp.
- Gribble KE, Keafer BA, Quilliam MA, Cembella AD, Kulis DM, Manahan A, Anderson DM (2005) Distribution and toxicity of *Alexandrium ostenfeldii* (Dinophyceae) in the Gulf of Maine, USA. *Deep-Sea Research II* 52: 2745–2763.
- Guzmán L, Pacheco H, Pizarro G, Alarcón C (2002) *Alexandrium catenella* y veneno paralizante de los mariscos en Chile. In: Sar EA, Ferrario ME, Reguera B (eds), *Floraciones Algales Nocivas en el Cono Sur Americano*. Instituto Español Oceanográfico de Madrid, Vigo, pp. 235–256.

- Hamamé M, Antezana T (1999) Chlorophyll and zooplankton in microbasins along the Straits of the Magellan-Beagle Channel passage. *Scientia Marina* 63: 35–42.
- Hallegraeff GM (2004) Harmful algal blooms: A global overview. In: Hallegraeff GM, Anderson DM, Cembella AD (eds), *Manual on Harmful Marine Microalgae*. Monographs on Oceanographic Methodology 11. UNESCO Publishing, France, pp. 25–49.
- Hallegraeff GM, Gollasch S (2006) Anthropogenic introductions of microalgae. In: *Ecology of Harmful Algae*—Granéli E, Turner JT (eds). Heidelberg: Springer, pp. 379–390.
- Hasle GR (1965) *Nitzschia* and *Fragilariopsis* species studied in the light and electron microscopes. Part II. The group *Pseudonitzschia*. *Skr. Norske Vidensk.-Acad. I. Mat-Nat. Kl. N.S.* 18: 1–45.
- Hasle GR (1993) Nomenclatural notes on marine planktonic diatoms. The family Bacillariaceae. *Nova Hedwigia Beih.* 106: 315–321.
- Hasle GR, Lange BC, Syvertsen EE (1996) A review of *Pseudo-nitzschia*, with special reference to the Skagerrak, North Atlantic, and adjacent waters. *Helgoländer Meeresun* 50: 131–175.
- Hasle GR (2002) Are most of the domoic-acid producing species of the diatom genus *Pseudonitzschia* cosmopolites? *Harmful Algae* 1: 137–146.
- Hasle GR, Lundholm N (2005) *Pseudo-nitzschia seriata* f. *obtusa* (Bacillariophyceae) raised in rank based on morphological, phylogenetic and distributional data. *Phycologia* 44: 608–619.
- Heil CA, Glibert PM, Fan C (2005) *Prorocentrum minimum* (Pavillard) Schiller: A review of a harmful algal bloom species of growing worldwide importance. *Harmful Algae* 4: 449–470.
- Heisler J, Glibert P, Burkholder J, Anderson D, Cochlan W, Dennison W, Gobler C, Dortch Q, Heil C, Humphries E, Lewitus A, Magnien R, Marshall H, Sellner K, Stockwell D, Stoecker D, Suddleson M (2008) Eutrophication and Harmful Algal Blooms: A Scientific Consensus, *Harmful Algae* 8: 3–13.
- Hernando MP (2006) Efectos de la radiación solar sobre el fitoplancton de aguas Antárticas y sub-Antárticas. Tesis Doctoral, Universidad de Buenos Aires, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Buenos Aires, Argentina.
- Hernando M, Torres E, San Román N, Hoffmeyer M (2007). Monitoreo planctónico y ambiental para el desarrollo sustentable del cultivo comercial de mejillón (*Mytilus edulis chilensis*) en la zona de Almanza, Canal Beagle (Tierra del Fuego). Informe Final Subproyecto A-B-62, Proyecto PNUD Arg/02/018.
- Hillebrand H, Dürselen CD, Kirschtel D., Pollinger U, Zahorí T (1999) Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. *Journal of Phycology* 35: 403–424.
- Holm-Hansen O, Lorenzen CJ, Holmes RW, Strickland JDH (1965) Fluorometric determination of chlorophyll. *J. Cons. Int. Explor. Mer* 30: 3–15.
- Holm-Hansen O, Rieman B (1978) Chlorophyll *a* determination: improvements in methodology. *Oikos* 30, 438–447.
- Huisman J, van Oostveen P, Franz J (1999) Critical Depth and Critical Turbulence: Two Different Mechanisms for the Development of Phytoplankton Blooms *Weissing Limnology and Oceanography* 44 (7): 1781–1787.

- Iriarte JL, González HE, Liu KK, Rivas C, Valenzuela C (2007) Spatial and temporal variability of chlorophyll and primary productivity in surface waters of southern Chile (41.5–43°S). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 74: 471–480.
- Jester RJ, Baugh KA, Lefebvre KA (2009) Presence of *Alexandrium catenella* and paralytic shellfish toxins in finfish, shellfish and rock crabs in Monterey Bay, California, USA. *Mar Biol* 156: 493–504.
- Kaczmarek I, LeGresley MM, Martin JL, Ehrman J (2005) Diversity of the diatom genus *Pseudonitzschia* Peragallo in the Quoddy Region of the Bay of Fundy, Canada. *Harmful Algae* 4: 1–19.
- Kim KY, Yoshida M, Fukuyo Y, Kim CH (2002) Morphological observation of *Alexandrium tamarense* (Lebour) Balech, *A. catenella* (Whedon et Kofoid) Balech and one related morphotype (Dinophyceae) in Korea. *Algae* 17: 11–19.
- Kremp A, Lindholm T, Dreßler N, Erler K, Gerdt G, Eirtovaara S, Leskinen E (2009) Bloom forming *Alexandrium ostenfeldii* (Dinophyceae) in shallow waters of the Åland Archipelago, Northern Baltic Sea. *Harmful Algae* 8: 318–328.
- Lilly EL, Halanich KM, Anderson DM (2007) Species boundaries and global biogeography of the *Alexandrium tamarense* complex (Dinophyceae). *J. Phycol.* 43:1329–1338.
- Lundholm N, Skov J, Pocklington R, Moestrup Ø (1994) Domoic acid, the toxic amino acid responsible for amnesic shellfish poisoning, now in *Pseudonitzschia seriata* (Bacillariophyceae) in Europe. *Phycologia* 33 (6): 475–478.
- Lundholm N, Skov J, Pocklington R, Moestrup Ø (1997) Studies on the marine planktonic diatom *Pseudo-nitzschia*. 2. Autoecology of *P. pseudodelicatissima* based on isolates from Danish coastal waters. *Phycologia* 36: 381–388.
- Lundholm N, Moestrup Ø, Hasle GR, Hoef-Emden K (2003) A study of the *P. pseudodelicatissima/cuspidata* complex (Bacillariophyceae): What is *Pseudo-nitzschia pseudodelicatissima*? *J. Phycol.* 39: 797–813.
- Lutz VA, Subramaniam A, Negri RM, Silva RI, Carreto JI (2006) Annual variations in bio-optical properties at the 'Estación Permanente de Estudios Ambientales (EPEA)' coastal station, Argentina. *Cont. Shelf Res.* 26: 1093–1112.
- MacKenszie L, de Salas M, Adamson J, Beuzenberg V (2004) The dinoflagellate genus *Alexandrium* (Halim) in New Zealand coastal waters: comparative morphology, toxicity and molecular genetics. *Harmful Algae* 3: 71–92.
- MacKinnon SL, Walter JA, Quilliam MA, Cembella AD, Leblanc P, Burton IW, Hardstaff WR, Lewis NI. (2006) Spirolides isolated from Danish strains of the toxigenic dinoflagellate *Alexandrium ostenfeldii*. *Nat Prod.* (7): 983–7.
- Marić D, Burić Z, Godrić J, Bosak S, Dakovac T, Peharec P (2008) The occurrence of potentially toxic *Pseudo-nitzschia calliantha* in the coastal waters of the Northern Adriatic Sea. 20th International Diatom Symposium Abstract Book, Jasprica N, Car A, Čalić M (ed), Dubrovnik, pp. 182.

- Martin JL, LeGresley MM (2008) New phytoplankton species in the Bay of Fundy since 1995. *ICES Journal of Marine Science*, 65: 759–764.
- Martínez-López A, Escobedo-Urías DC, Ulloa-Pérez AE, Aguirre R (2008) Dynamics of a *Prorocentrum minimum* bloom along the northern coast of Sinaloa, Mexico. *Continental Shelf Research* 28: 1693–1701.
- Masson D, Peña A (2009) Chlorophyll distribution in a temperate estuary: The Strait of Georgia and Juan de Fuca Strait. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 82: 19–28.
- Mcmanus GB, Katz LA (2009) Molecular and morphological methods for identifying plankton: what makes a successful marriage? *Journal of Plankton Research* 31: 1119–1129.
- Menden-Deuer S, Lessard EJ (2000) Carbon to volume relationships for dinoflagellates, diatoms, and other protist plankton. *Limnol. Oceanogr.* 45 (3): 569–579.
- Miguez A, Fernandez ML, Fraga S (1996) First detection of domoic acid in Galicia (NW of Spain). In: Yasumoto T, Oshima Y, Fukuyo Y (eds), *Harmful and Toxic Algal Blooms*. IOC UNESCO, Paris, 143–145.
- Molinet C, Lafon A, Lembeye G, Moreno CA (2003) Patrones de distribución espacial y temporal de floraciones de *Alexandrium catenella* (Whedon & Kofoid) Balech 1985, en aguas interiores de la Patagonia noroccidental de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 76: 681–698.
- Moore SK, Trainer VL, Mantua N, Parker MS, Laws EA, Backer LC, Fleming Le (2008) Impacts of climate variability and future climate change on harmful algal blooms and human health. *Environ Health* 7(2): doi:10.1186/1476-069X-7-S2-S4.
- Morton SL, Vershinin A, Smith LL, Leighfield TA, Pankov S, Quilliam MA (2009) Seasonality of *Dinophysis* spp. and *Prorocentrum lima* in Black Sea phytoplankton and associated shellfish toxicity. *Harmful Algae* 8: 629–636.
- Negri RM, Montoya NG, Carreto JI, Akselman R, Inza D (2004) *Pseudo-nitzschia australis*, *Mytilus edulis*, *Engraulis anchoita*, and Domoic Acid in the Argentine Sea. In: Steidinger KA, Landsberg JH, Tomas CR, Vargo GA (eds), *Harmful Algae 2002*. Florida Fish and Wildlife Conservation Commission, Florida Institute of Oceanography, and Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO, St. Petersburg, Florida, USA, pp. 139–141.
- Nguyen NL, Larsen J, Chu VT (2004) Order Prorocentrales. In: Larsen J & Nguyen NL (editors). *Potentially toxic microalgae of Vietnamese waters*. *Opera Botanica* 140: 5–216.
- O'Boyle S, Silke J (2009) A review of phytoplankton ecology in estuarine and coastal waters around Ireland. *Journal of Plankton Research*, doi:10.1093/plankt/fbp097.
- Penna A, Garcés E, Vila M, Giacobbe MG, Fraga S, Lugliè A, Bravo I, Bertozzini E, Vernesi C (2005). *Alexandrium catenella* (Dinophyceae), a toxic ribotype expanding in the NW Mediterranean Sea. *Marine Biology* 148: 13–23.
- Persich GR, Kulis DM, Lilly EL, Anderson DM, Garcia VMT (2006) Probable origin and toxin profile of *Alexandrium tamarense* (Lebour) Balech from southern Brazil. *Harmful Algae* 5: 36–44.
- Pizarro G, Montecino V, Guzmán L, Muñoz V, Chacón V, Pacheco H, Frangópulos M, Retamal L, Alarcón C (2005) Patrones locales recurrentes del fitoplancton en fiordos y canales australes (43°-56°S) en primavera y verano. *Cienc. Tecnol. Mar*, 28(2): 63–83.

- Popovich CA, Spetter CV, Marcovecchio JE, Freije RH (2008) Dissolved Nutrient Availability during Winter Diatom Bloom in a Turbid and Shallow Estuary (Bahía Blanca, Argentina). *Journal of Coastal Research* 24: 95–102.
- Quijano-Scheggia S, Garcés E, Sampedro N, van Lenning K, Flo E, Andree K, Fortuño JM, Camp J (2008) Identification and characterisation of the dominant *Pseudo-nitzschia* species (Bacillariophyceae) along the NE Spanish coast (Catalonia, NW Mediterranean). *Scientia Marina* 72: 343–359.
- Quiroga I (2006) *Pseudo-nitzschia* blooms in the Bay of Banyuls-sur-Mer, northwestern Mediterranean Sea. *Diatom Res.* 21: 91–104.
- Raho N, Pizarro G, Escalera L, Reguera B, Marín I (2008) Morphology, toxin composition and molecular analysis of *Dinophysis ovum* Schütt, a dinoflagellate of the “*Dinophysis acuminata* complex”. *Harmful Algae* 7: 839–848.
- Reguera B (2002) Establecimiento de un programa de seguimiento de microalgas tóxicas. In: Sar EA, Ferrario ME, Reguera B (eds), *Floraciones Algas Nocivas en el Cono Sur Americano*. Instituto Español Oceanográfico de Madrid, Vigo, pp. 21–52.
- Reguera B (2003). *Biología, autoecología y toxínología de las principales especies del género Dinophysis asociadas a episodios de intoxicación diarreogénica por bivalvos (DSP)*. PhD thesis, Universidad de Barcelona, Spain, 298 pp.
- Reguera B, Pizarro G (2008) Planktonic Dinoflagellates which produce polyether toxins of the old “DSP Complex”. In: Botana LM (Ed), *Seafood and Freshwater Toxins: Pharmacology, Physiology, and Detection*. Newgen Imaging Systems Ltd., Bangalore, pp. 257–284.
- Rhodes L, Scholin C, Garthwaite I, Haywood A, Thomas A (1998) Domoic acid producing *Pseudonitzschia* species educed by whole cell DNA probe-based and immunochemical assays. In: Reguera B, Blanco BJ, Fernandez ML, Wyatt T (eds), *Harmful Algae*. Xunta de Galicia and IOC of UNESCO Publishers, pp. 274–277.
- Riebesell U (2004) Effects of CO₂ Enrichment on Marine Phytoplankton. *Journal of Oceanography* 60: 719–729.
- Rivera P (1985) Las especies del género *Nitzschia* Hassall, sección *Pseudo-nitzschia* (Bacillariophyceae), en las aguas marinas chilenas. *Gayana Bol.* 42: 9–38.
- Romero SI, Piola AR, Charo M, Eiras García CA (2006) Chlorophyll-*a* variability off Patagonia based on SeaWiFS data. *J. Geophys. Res.* 111 C05021, doi: 10.1029/2005JC003244.
- Round FE, Crawford RM, Mann DG (1990) *The Diatoms. Biology and Morphology of the Genera*. Cambridge University Press, Cambridge, 747 pp.
- Sabatini ME, Álvarez Colombo G (2001) Seasonal pattern of zooplankton biomass in the Argentinian shelf off Southern Patagonia (45°–55°S). *Scientia Marina* 65 (1): 21–31.
- Santinelli N, Sastre A, Esteves JL (2002) Episodios de algas nocivas en la Patagonia Argentina. In: Sar EA, Ferrario ME, Reguera B (eds), *Floraciones Algas Nocivas en el Cono Sur Americano*. Instituto Español Oceanográfico de Madrid, Vigo, pp. 199–208.
- Sar EA, Ferrario ME, Castaños C (1998) Authentication of the type materials of *Pseudo-nitzschia australis* Frenguelli. *Diatom Res.* 13: 183–185.

- Sastre A, Santinelli N, Esteves JL, Ferrario M (2001) Aspectos ecológicos de especies de *Pseudo-nitzschia* en aguas costeras patagónicas (Argentina). In: Alveal K, Antezana T (eds), Sustentabilidad de la biodiversidad. Universidad de Concepción, Concepción, pp. 217–235.
- Sastre A, Santinelli N, Marino G, Solís M, Pujato L, Ferrario M (2007) First detection of domoic acid produced by *Pseudo-nitzschia* species, Chubut coastal waters, Patagonia, Argentina. *Harmful Algae News* 34: 12–14.
- Schnetzer A, Miller PE, Schaffner RA, Stauffer BA, Jones BH, Weisberg SB, DiGiacomo PM, Berelson WM, Caron DA (2007) Blooms of *Pseudo-nitzschia* and domoic acid in the San Pedro Channel and Los Angeles harbor areas of the Southern California Bight, 2003–2004. *Harmful Algae* 6: 372–387.
- Scholin CA, Gulland F, Doucette GJ, Benson S, Busman M, Chavez FP, Cordaro J, DeLong R, De Vogelaere A, Harvey J, Haulena M, Lefebvre K, Lipscomb T, Loscutoff S, Lowenstine LJ, Marin R, Miller PE, McLellan WA, Moeller PDR, Powell CL, Rowles T, Silvagni P, Silver M, Spraker T, Trainer V, Van Dolah FM (2000) Mortality of sea lions along the central California coast linked to a toxic diatom bloom. *Nature* 403: 80–83.
- Sierra-Beltrán AP, Cruz A, Nuñez E, Del Villar LM, Cerecero J, Ochoda JL (1998) An overview of the marine food poisoning in Mexico. *Toxicon* 36: 1493–1502.
- Skov J, Lundholm N, Moestrup Ø, Larsen J (1999) Potentially toxic phytoplankton. 4. The diatom genus *Pseudonitzschia* (Diatomophyceae/Bacillariophyceae). In: Lindley JA (ed), ICES identification leaflets for plankton. No. 185. ICES, Copenhagen.
- Smayda T (1997) What is a bloom? A Commentary. *Limnology and Oceanography* 42:1132–1136.
- Smayda T (2008) Complexity in the eutrophication–harmful algal bloom relationship, with comment on the importance of grazing. *Harmful Algae* 8: 140–151.
- Spatharis S, Dolapsakis NP, Economou-Amilli A, Tsirtsis G, Danielidis DB (2009) Dynamics of potentially harmful microalgae in a confined Mediterranean Gulf—Assessing the risk of bloom formation. *Harmful Algae* 8: 736–743.
- Stonik IV, Orlova TY, Begun AA (2008) Potentially Toxic Diatoms *Pseudo-nitzschia fraudulenta* and *P. calliantha* from Russian Waters of East/Japan Sea and Sea of Okhotsk. *Ocean Science Journal* 43: 25–30.
- Suárez-Isla B, López A, Hernández C, Clément A, Guzmán L (2002) Impacto económico de las floraciones de microalgas nocivas en Chile y datos recientes sobre la ocurrencia de veneno amnésico de los mariscos. In: Sar EA, Ferrario ME, Reguera B (eds), *Floraciones Algas Nocivas en el Cono Sur Americano*. Instituto Español Oceanográfico de Madrid, Vigo, pp. 257–268.
- Takano H, Kuroki K (1977) Some diatoms in the section *Pseudo-nitzschia* found in coastal waters of Japan. *Bull. Tokai Reg. Fish Res. Lab.* 91: 41–51.
- Taylor FJR, Fukuyo Y, Larsen J, Hallegraeff GM (2004) Taxonomy of harmful dinoflagellates. In: Hallegraeff GM, Anderson DM, Cembella AD (eds), *Manual on Harmful Marine Microalgae*. Monographs on Oceanographic Methodology 11. Unesco Publishing, Paris, pp. 389–432.

- Technicon Industrial Systems (1977) Industrial Method No. 186-72W/B. In: Silicates in Water and Seawater. Technicon Industrial Systems, Tarrytown, NY.
- Torres AI, Gil MN, Amín OA, Esteves JL (2009) Environmental Characterization of a Eutrophicated Semi-Enclosed System: Nutrient Budget (Encerrada Bay, Tierra del Fuego Island, Patagonia, Argentina). *Water Air Soil Pollut* 204: 259–270.
- Touzet N, Franco JM, Raine R (2008) Morphogenetic diversity and biotoxin composition of *Alexandrium* (Dinophyceae) in Irish coastal waters. *Harmful Algae* 7: 782–797.
- Townsend DW, Keller MD, Sieracki ME, Ackleson SG (1992) Spring phytoplankton blooms in the absence of vertical water column stratification. *Nature* 360: 59–62.
- Utermöhl H (1958) Zur vervollkommnung der quantitativen phytoplankton-methodik. *Mitt. Int. Ver. Theor. Angew. Limnol.* 9: 1–38.
- Van Dolah FM (2000) Marine Algal Toxins: Origins, Health Effects, and Their Increased Occurrence. *Environmental Health Perspectives* (108): 133–141.
- Vanormelingen P, Verleyen E, Vyverman W (2008) The diversity and distribution of diatoms: from cosmopolitanism to narrow endemism. *Biodivers Conserv* 17: 393–405.
- Villac MC (1996) Synecology of the genus *Pseudo-nitzschia* H. Peragallo from Monterey Bay, California, U.S.A. PhD Dissertation, Texas A&M University, College Station, Texas, 258 pp.
- Villac MC, Cabral-Noronha VAP, Pinto TO (2008) A biodiversidade do fitoplâncton do litoral do estado de São Paulo, Brasil. *Biota Neotrop.* 8: doi: 10.1590/S1676-06032008000300015.
- Wang D-Z, Lin L, Gu H-F, Chan LL, Hong H-S (2008) Comparative studies on morphology, ITS sequence and protein profile of *Alexandrium tamarense* and *A. catenella* isolated from the China Sea. *Harmful Algae* 7: 106–113.
- Whittle K, Gallacher S (2000) Marine toxins. *British Medical Bulletin* 56 (1): 236–253.
- Wikipedia (2009). Ushuaia (en línea). Wikipedia, la enciclopedia libre. Fecha de consulta: 5 de diciembre del 2009, <<http://es.wikipedia.org/w/index.php?title=Ushuaia&oldid=32041863>>.
- Zingone A, Montresor M, Marino D (1998) Morphological variability of the potentially toxic dinoflagellate *Dinophysis sacculus* (Dinophyceae) and its taxonomic relationships with *D. pavillardii* and *D. acuminata*. *Eur. J. Phycol.* 33: 259–273.

Lista de los distintos taxones identificados en el Canal de Beagle durante el período de estudio.

Diatomeas

Achnantes sp.
Actinocyclus curvatus Janisch
Actinocyclus sp.
Actinoptychus senarius (Ehrenberg) Ehrenberg
Amphora spp.
Asterionelliopsis glacialis (Castracane) Round
Atheya sp.
Bacillaria paxillifera (Müller) Hendey
Cerataulina pelagica (Cleve) Hendey
Ceratoneis closterium Ehrenberg
Cocconeis convexa Giffen
Cocconeis krammeri Lange-Bertalot & Metzeltin
Cocconeis pseudocostata Romero
Cocconeis scutellum Ehrenberg
Cocconeis sp.
Corethron hystrix Hensen
Coscinodiscus janischii Schmidt
Coscinodiscus radiatus Ehrenberg
Chaetoceros affinis Lauder
Chaetoceros cf. *concavicornis*
Chaetoceros cf. *convolutus*
Chaetoceros criophilus Castracane
Chaetoceros curvisetus Cleve
Chaetoceros debilis Cleve
Chaetoceros decipiens Cleve
Chaetoceros diadema (Ehrenmberg) Gran
Chaetoceros didymus Ehrenberg
Chaetoceros lorenzianus Grunow
Chaetoceros radicans Schütt
Chaetoceros similis Cleve
Chaetoceros socialis Lauder
Chaetoceros teres Cleve
Chaetoceros tortissimus Gran
Chaetoceros spp.
Ctenophora pulchella (Ralfs ex Kützing) Williams & Round
Cyclotella sp.
Cymatopleura solea (Brébisson) Smith
Cymbella sp.
Dactyliosolen fragilissimus (Bergon) Hasle
Delphineis minutissima (Hustedt) Simonsen
Diploneis cf. *splendida* (Gregory) Cleve
Ditylum brightwellii (West) Grunow in Van Herurck
Donkinia sp.
Encyonopsis microcephala (Grunow) Krammer
Encyonema minutum (Hilse in Rabenhorst) D. G. Mann

Entomoneis sp.
Eunotia bilunaris var. *bilunaris* (Ehrenberg) Mills
Fallacia sp.
Gomphonemopsis sp.
Grammatophora hamulifera Kützing
Grammatophora cf. *undulata*
Guinardia delicatula (Cleve) Hasle
Gyrosigma fasciola (Ehrenberg) Griffith et Henfrey
Gyrosigma tenuissimum (W. Smith) Griffith & Henfrey
Gyrosigma macrum (W. Smith) Griffith & Henfrey
Hannaea arcus (Ehrenberg) R.M. Patrick
Haslea cf. *crucigeroides* (Hustedt) Simonsen
Hyalodiscus sp.
Leptocylindrus minimus Gran
Licmophora spp.
Minidiscus chilensis Rivera
Navicula algida Grunow
Navicula directa (Smith) Ralfs in Pritchard
Navicula perminuta Grunow
Navicula transitans var. *derasa* f. *delicatula*
Nitzschia cf. *lecontei* van Heurck
Nitzschia cf. *laevis* Husted
Paralia sulcata (Ehrenberg) Cleve
Pleurosigma obscurum W. Smith emend. Sterrenburg
Pleurosigma cf. *normanii* Ralfs in Pritchard
Psammodictyon panduriforme (Gregory) Mann
Pseudo-nitzschia australis Frenguelli
Pseudo-nitzschia calliantha Lundholm, Moestrup & Hasle
Pseudo-nitzschia fraudulenta (Cleve) Hasle
Pseudo-nitzschia cf. *seriata*
Rhabdonema minutum Kützing
Rhizosolenia setigera Brightwell f. *setigera*
Rhizosolenia hebetata f. *hebetata* Bailey
Rhizosolenia sp.
Roperia tessellata (Roper) Grunow ex Pelletan
Skeletonema cf. *costatum* (Greville) Cleve emend. Zingone et Sarno
Staurophora sp.
Staurosirella? Round
Stellarima stellaris (Roper) Hasle & Sims
Stephanopyxis turris (Greville) Ralfs ex Pritchard
Striatella unipunctata (Lyngbye) Agardh
Subsilicea fragilarioides? von Stosch & Reimann
Tabularia fasciculata (Agardh) Williams & Round
Thalassionema nitzschioides (Grunow) Mereschkowsky
Thalassiosira anguste-lineata (Schmidt) Fryxell & Hasle
Thalassiosira curviseriata Takano
Thalassiosira delicatula Ostenfeld
Thalassiosira eccentrica (Ehrenberg) Cleve
Thalassiosira gerloffii Rivera
Thalassiosira cf. *mendiolana*
Thalassiosira cf. *minima* Gaarder emend. Hasle
Thalassiosira pacifica Gran & Angst
Thalassiosira rotula Meunier

Thalassiosira tenera Proschkina-Lavrenko
Thalassiosira spp.
Trachyneis aspera var. *aspera* (Ehrenberg) Cleve
Trachysphenia sp.

Dinoflagelados

Amphidinium sp.
Amphidoma acuminata Stein
Alexandrium catenella (Whedon & Kofoid) Balech
Alexandrium ostenfeldii (Paulsen) Balech & Tangen
Alexandrium tamarense (Lebour) Balech
Ceratium fusus (Ehrenberg) Dujardin
Ceratium lineatum (Ehrenberg) Cleve
Ceratium tripos (Müller) Nitzsch
Dinophysis acuminata Claparède & Lachmann
Dinophysis rotundata Claparède & Lachmann
Dinophysis truncata Cleve
Gymnodinium spp.
Gyrodinium sp.
Heterocapsa sp.
Oxytoxum sp.
Prorocentrum cf. *compressum*
Prorocentrum cordatum (Ostenfeld) Dodge
Prorocentrum micans Ehrenberg
Prorocentrum sp.
Protoperidinium cf. *punctulatum*
Protoperidinium joergenseni var. *luculentum* Balech
Protoperidinium cf. *brevipes*
Protoperidinium denticulatum (Gran et Braarud) Balech
Protoperidinium excentricum (Paulsen) Balech
Protoperidinium simulum (Paulsen) Balech
Protoperidinium spp.
Scrippsiella sp.

Criptoficeas

Cryptomonadas (<10 µm)
Cryptomonadas (>10µm)

Euglenoficeas

Eutreptia sp.

Prasinoficeas

Pyramimonas sp.
Tetraselmis sp.

Primnesioficeas

Chrysochromulina/Prymnesium sp.
Emiliana huxleyi (Lohmann) Hay & Mohler
Phaeocystis cf. *antarctica* Karsten

Silicoflagelados

Dyctyocha speculum Ehrenberg
