

# Macroalgas en arrecifes rocosos de Bahía Fildes y Collins, Isla Rey Jorge, Antártica

Rocky reefs seaweeds from Fildes and Collins Bays, King George Island, Antarctica

Mauricio Palacios<sup>1,2,3</sup>, César A. Cárdenas<sup>4</sup> y Emma M. Newcombe<sup>5,6</sup>

<sup>1</sup>Programa de Doctorado en Ciencias, mención Ecología y Evolución, Instituto de Ciencias Ambientales y Evolutiva, Facultad de Ciencias, Universidad Austral de Chile, Edificio Pugin, campus Isla Teja s/n, Valdivia, Chile. mauricio.palacios@umag.cl.

<sup>2</sup>Centro de Investigación de Recursos Marinos en Ambientes Subantárticos, Facultad de Ciencias, Universidad de Magallanes, Casilla 113-D, Punta Arenas, Chile

<sup>3</sup>Programa Marino, Wildlife Conservation Society, Chile

<sup>4</sup>Departamento Científico, Instituto Antártico Chileno, Plaza Muñoz Gamero 1055, Punta Arenas, Chile

<sup>5</sup>Fundación Centro de Estudios del Cuaternario, Fuego-Patagonia y Antártica (CEQUA), Punta Arenas, Chile

<sup>6</sup>Cawthron Institute, Nelson, 98 Halifax St, The Wood, Nelson 7010, New Zealand

**Abstract.** The aim of this work was to carry out a qualitative assessment of the subtidal algal assemblages occurring at Fildes and Collins Bays. We conducted subtidal sampling of seaweeds between 1 and 10 m in Collins and Fildes Bay during late summer 2009. Our results showed that Rhodophyta was the most diverse group (63% of species) followed by Phaeophyceae (33.3%) and Chlorophyta (3.7%). Differences in species richness and structure of algal assemblages were recorded between sites. Depth significantly influenced algal assemblages; however there was a significant interaction between site and depth, suggesting that the effect of depth varied among sites. Observed differences between sites may be explained by differences in ice-scour disturbance, habitat heterogeneity (availability of refugia) and identity of canopy-forming species.

**Key words:** Seaweeds, Fildes and Collins Bays, species richness, Antarctica

## INTRODUCCIÓN

Las macroalgas son importantes componentes en los ambientes marinos antárticos, especialmente en sustratos rocosos donde dominan, favoreciendo la interacción de un sin número de organismos (Amsler *et al.* 2005). Su cobertura y distribución vertical, está condicionada y caracterizada por la disponibilidad de luz, variación de temperatura y el impacto de los hielos, especialmente entre 2 y 10 m de profundidad (Valdivia *et al.* 2014). De igual forma, cumplen un importante rol ecológico en aguas poco profundas (Hoyer *et al.* 2001), aportando de forma directa a la cadena alimenticia, ya sea como alimento o como material orgánico degradado (Fischer & Wiencke 1992, Knox 1994, Iken 1996, Graeve *et al.* 2001, Amsler *et al.* 2005, Huang *et al.* 2007).

Si bien existe información más detallada de la flora algal en algunas zonas del continente antártico (Broady 1996, Wiencke & Clayton 2002, Huang *et al.* 2007, Ramírez 2010, Valdivia *et al.* 2014), el conocimiento de estas comunidades en muchas zonas es escaso, debido a los obstáculos logísticos propios del área (Clayton 1994). En este contexto la escasa literatura existente destaca que el oeste de la Península Antártica está dominado por

grandes poblaciones de macroalgas pardas del orden Desmarestiales (*e.g.*, *Desmarestia anceps*, *D. menziesii*, *D. antarctica*).

Uno de los primeros reportes de la flora algológica presente en Antártica fue publicado por Llaña (1947), quien describió la presencia de 14 especies pertenecientes a las clases Chlorophyceae y Phaeophyceae hasta los 20 m de profundidad. En los últimos 50 años el conocimiento taxonómico, ecológico y de distribución de macroalgas antárticas y subantárticas se ha incrementado en forma sostenida (Wiencke & Clayton 2002, Ramírez 2010). Por ejemplo, Delepine *et al.* (1966), describieron un aumento en la abundancia de macroalgas hasta los 42 m de profundidad en el Archipiélago Melchior, además realizaron descripciones de la distribución de macroalgas intermareales y submareales en islas adyacentes a la Península. Años más tarde, Etcheverry (1968) realizó un estudio de abundancia en la misma área reportando la presencia de grandes macroalgas pardas del género *Desmarestia*, *Ascoseira*, *Cystosphaera*, *Phaeurus* y *Phyllogigas*, las cuales dominan en el sublitoral de Bahía Paraíso, Península Antártica.

Los estudios existentes en la costa de la Isla Rey Jorge han descrito abundantes y diversas comunidades de macroalgas, dominadas por *Desmarestia menziesii* e *Himantothallus grandifolius*, sin embargo gran parte de estas investigaciones se han enfocado en Caleta Potter (Etcheverry 1983, Klöser *et al.* 1996, Quartino & Boraso de Zaixso 2008, Quartino *et al.* 2013) y Bahía Almirantazgo (Zielinski 1990, Oliveira *et al.* 2009). Por lo cual, nuevos registros de macroalgas en áreas menos estudiadas son aportes importantes para futuros estudios que permitan evaluar el cambio en este tipo de comunidades en el ecosistema, tanto por perturbaciones naturales como antropogénicas.

En otras áreas de la isla como en Bahía Maxwell, estudios ficológicos son escasos, focalizándose exclusivamente en la costa noroeste de la Bahía (ver Moe & DeLaca 1976). Los últimos reportes se remontan a evaluaciones descriptivas de macroalgas intermareales y submareales en la Península Barton (Chung *et al.* 1994), donde se destaca que la composición florística del área, en diversidad, es muy similar a otras áreas de la Península Antártica. Por otra parte, se han descrito relaciones ecológicas entre invertebrados y macroalgas en Bahía Fildes, las cuales se apuntaron principalmente en la distribución batimétrica de la biota presente y las características del sustrato, reportando una baja diversidad de macroalgas (3 taxa) para el área (Sakurai *et al.* 1996). En un reciente trabajo, Valdivia *et al.* (2014) evaluaron la influencia de factores abióticos en la cobertura de macroalgas y como esta se relaciona a la presencias de invertebrados marinos a distintos niveles de profundidad, identificando 14 taxa de macroalgas intermareales y 25 submareales.

En la Península Antártica e islas adyacentes los cambios climáticos se han acentuado fuertemente en los últimos 50 años (Convey *et al.* 2009), por tal motivo investigaciones sobre la diversidad biológica son importantes como base para futuros estudios (Oliveira *et al.* 2009). Considerando los antecedentes expuestos, la relevancia del presente trabajo radica en la descripción de la flora marino-bentónica en el sector más oriental de Isla Rey Jorge y determinar si los patrones de riqueza y distribución batimétrica de las macroalgas presentan el mismo comportamiento identificado para otras áreas de la Antártica. El objetivo principal del trabajo fue evaluar cualitativamente las comunidades submareales de macroalgas presentes en Bahía Fildes y Bahía Collins. Además, se analizó la estructura comunitaria de las poblaciones bajo la influencia de la profundidad y el grado de exposición a factores abióticos (hielo marino).

## MATERIALES Y MÉTODOS

Bahía Maxwell se caracteriza por la presencia de 2 grandes fiordos, uno de los cuales posee una orientación sur-este hacia el Estrecho de Bransfield (Kim 2001). En esta área fueron seleccionados 2 sitios para el estudio; Bahía Collins (62°11'02"S; 58°51'14"W) e Islote Albatros (62°12'17"S; 58°56'47"W) en Bahía Fildes (Fig. 1). Bahía Collins es un área expuesta en forma constante al efecto del hielo del Glaciar Collins. Su sustrato se caracteriza por ser del tipo macizo rocoso y estar relativamente inclinado. Bahía Fildes es un sistema semi-cerrado, siendo el sustrato de roca sólida, mezcla de cantos rodados, guijarros y grava.



**Figura 1.** Mapa de los sitios de muestreo de macroalgas bentónicas al interior de Bahía Maxwell, (a) Bahía Collins y (b) Bahía Fildes, durante el verano austral 2009 / Map of the sampling sites where benthic macroalgae were collected during austral summer 2009 in Maxwell Bay, (a) Collins Bay and (b) Fildes Bay

Durante el verano austral (febrero 2009), en ambos sitios se realizó un muestreo aleatorio estratificado a través de buceo autónomo, basado en la metodología diseñada por NaGISA (Natural Geography in Shore Areas), un programa del Censo de la Vida Marina (Rigby & Shirayama 2007). Se dispusieron 4 cuadrantes de 0,25 m<sup>2</sup> al azar en 1, 5 y 10 m de profundidad, colectándose todo el material algal presente en dicha área.

Las muestras fueron depositadas en contenedores aislados térmicamente con agua de mar del área de colecta, para luego ser trasladados al laboratorio húmedo de la 'Base Profesor Julio Escudero' del Instituto Antártico Chileno (INACH), donde las macroalgas fueron fijadas con formalina al 10% en agua de mar y tamponadas con borato de sodio a saturación (buffer), para luego ser conservada en alcohol al 70%. Posteriormente, las muestras fijadas fueron trasladadas a Punta Arenas al Laboratorio de Biorecursos Antárticos del INACH. Las macroalgas se identificaron macroscópicamente y con apoyo de preparaciones histológicas que pudieran permitir la identificación de estructuras celulares características para cada taxón analizado. La clasificación se realizó al nivel taxonómico más bajo posible, respaldado con literatura especializada en macroalgas de ambientes subantárticos y antárticos (Adams 1994, Wiencke & Clayton 2002). Una vez identificadas las macroalgas estas fueron almacenadas en el laboratorio del Centro de Investigación de Recursos Marinos Subantárticos de la Universidad de Magallanes, Punta Arenas (Chile).

#### ANÁLISIS DE LOS DATOS

La información obtenida de cada punto de muestreo fue analizada en base a la presencia/ausencia de macroalgas. Se determinó el número de taxa identificadas por cuadrante (0,25 m<sup>2</sup>), realizando análisis ecológicos univariados y multivariados. Por ejemplo, se determinó cuáles eran las especies importantes por sitio y profundidad a través del análisis SIMPER. Además se graficó el número de especies observadas (*S obs*) como indicador del esfuerzo de muestreo. Se estimó la riqueza de especies real utilizando *Chao2*, estimador no paramétrico basado en datos de ocurrencia de especies (Chao 1987), por medio del software EstimateS (Colwell 2005<sup>1</sup>). Se determinaron las diferencias espaciales en la estructura de los ensambles

por medio de la prueba estadística no paramétrica PERMANOVA (Anderson 2001), donde los factores fijos a considerar fueron el sitio de muestreo y la profundidad. Luego se aplicaron test pareados *a posteriori* (MANOVA) (Anderson *et al.* 2008) para explorar las diferencias significativas entre sitios y distintos niveles de profundidad. Para todas las pruebas se utilizaron 9999 permutaciones aleatorias. Además, para analizar las diferencias en los componentes macroalgales entre sitios y profundidades, se construyó una matriz de similitud mediante el índice de Jaccard (Ij) como un método cualitativo de  $\beta$ -diversidad (Villareal *et al.* 2006<sup>2</sup>). Todos los análisis se realizaron con el programa computacional PRIMER v.6 (Clarke & Gorley 2005).

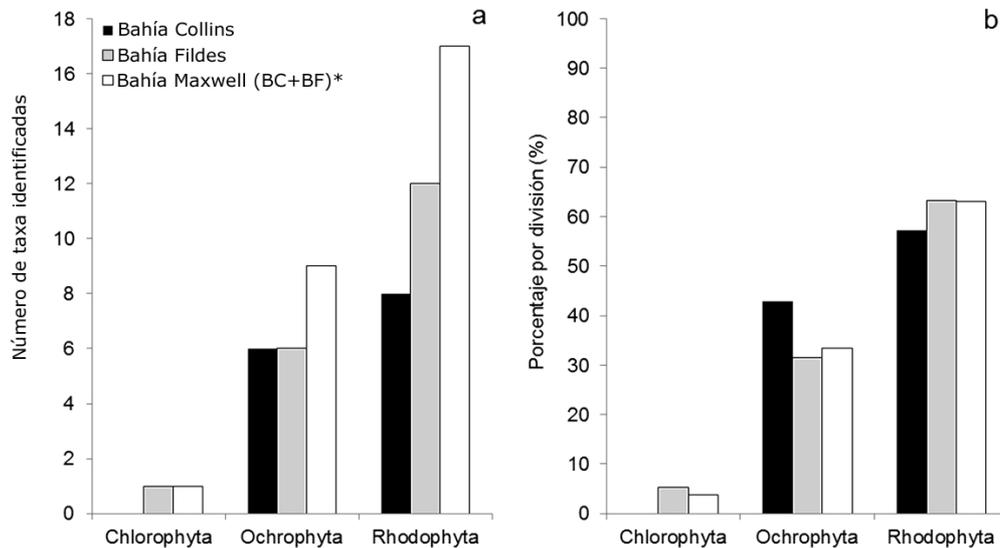
#### RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se identificaron un total de 27 taxa, lo que corresponde a Bahía Maxwell (área geográfica que contiene a Bahía Collins y Bahía Fildes). En toda esta área de muestreo se observó una dominancia en el número de taxa de macroalgas Rhodophyta (n= 17; 63%), seguido por la división Ochrophyta clase Phaeophyceae (n= 9; 33,3%), mientras que las menos dominantes fueron las pertenecientes a la división Chlorophyta (n= 1; 3,7%) (Figs. 2a, b).

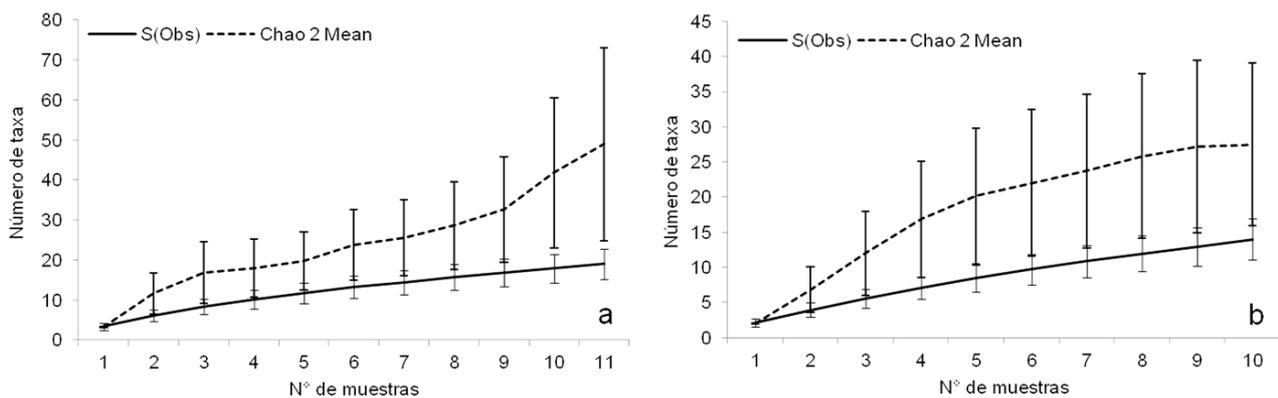
El número total de taxa registradas por sitio fue levemente superior en Bahía Fildes (n= 19), respecto a las observadas en Bahía Collins (n= 14). Puntualmente, en Bahía Fildes, se registraron 12 taxa pertenecientes a la división Rhodophyta (63,2%), seguido de 6 taxa (31,6%) de la división Ochrophyta clase Phaeophyceae, mientras que solo 1 taxón (5,3%) se identificó de la división Chlorophyta (Figs. 2a, b). En Bahía Collins, el patrón fue similar, registrándose 8 taxa (57,1%) de la división Rhodophyta, 6 taxa (42,9%) de la división Ochrophyta clase Phaeophyceae y no se registraron representantes de la división Chlorophyta (Figs. 2a, b). Los resultados obtenidos en la presente investigación, para Bahía Fildes, son menores a los observados por Valdivia *et al.* (2014), quienes identificaron 25 especies de macroalgas submareales. Sin embargo, dicha investigación presentó un esfuerzo de muestreo mayor al logrado por el presente estudio, el cual fue restringido, principalmente por las condiciones climáticas del sector.

<sup>1</sup>Colwell RK. 2005. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 7.5. User's Guide and application. <<http://purl.oclc.org/estimates>>

<sup>2</sup>Villareal H, M Álvarez, S Córdoba, F Escobar, G Fagua, F Gast, H Mendoza, M Ospina & AM Umaña. 2006. Métodos para el análisis de datos: una aplicación para resultados provenientes de caracterizaciones de biodiversidad. <<http://www.bionica.info/biblioteca/HumboldtAnálisisDatos.pdf>>



**Figura 2. (a) Número de taxa por división identificadas; (b) Porcentaje de representación de cada división en los sitios de muestreo en Bahía Collins (BC) y Bahía Fildes (BF), Isla Rey Jorge, Antártica. (\*) Indica el total de taxa identificadas por sitio y el total para toda el área de estudio / Number of taxa (a) and percentage (b) per division at Collins Bay (BC) and Fildes Bay (BF), King George Island, Antarctica. (\*) Indicates the total number of taxa recorded at each site and total for the study area**



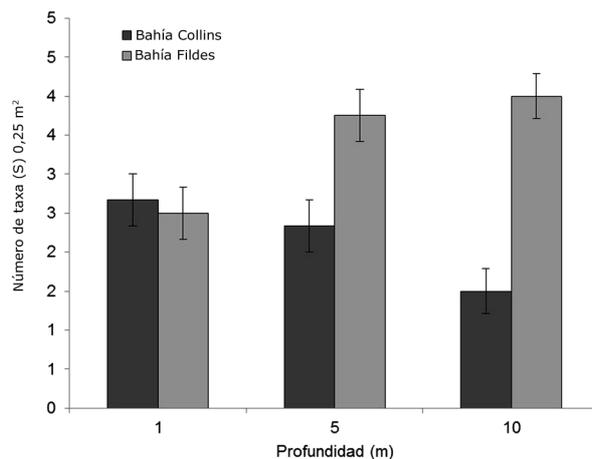
**Figura 3. Curvas de acumulación de especies para el número observado de especies (*S obs*) y el número de especies estimado utilizando *Chao2* para (a) Bahía Fildes y (b) Bahía Collins / Species accumulation curves plotted for the observed number of species (*S obs*) and the number of species estimated by *Chao2* at (a) Fildes Bay and (b) Collins Bay**

La curva de acumulación de especies para ambos sitios no se estilizó hacia un valor asintótico para el número de especies observadas ( $S_{obs}$ ) (Fig. 3). En Bahía Fildes la estimación de  $Chao2$  fue de 49 especies (Fig. 3a), mientras que para Bahía Collins fue de 28 especies (Fig. 3b). Sin duda el efecto de muestreo, restringido por temas climáticos y logísticos propios del área, se refleja en estos resultados. Situaciones similares ya han sido descritas por otros autores (*e.g.*, Clayton 1994).

El número promedio de taxa identificadas ( $S$ ) por cuadrante varió en ambos sitios respecto a la profundidad. En Bahía Fildes se observó un aumento del número de especies, mientras que en Bahía Collins se registró una disminución respecto de la profundidad (Fig. 4). Esta diferencia posiblemente estaría marcada por el efecto del hielo marino sobre las comunidades de macroalgas en Bahía Collins, fenómeno descrito anteriormente para otros sitios de la Isla Rey Jorge (Klöser & Arntz 1994, Chung *et al.* 1994, Quartino & Boraso de Zaixso 2008, Newcombe & Cárdenas 2011, Quartino *et al.* 2013). El efecto del hielo sobre el bentos ha sido catalogado como un fenómeno muy dinámico que varía en forma espacial y también de un año a otro. De esta manera la interacción del hielo marino sobre el bentos es capaz de promover la biodiversidad, aumentando la heterogeneidad del hábitat y la coexistencia de diferentes etapas de sucesión (Smale *et al.* 2008). En este sentido la mayor heterogeneidad existente en Fildes comparado con Collins (cantos rodados, guijarros y grava *versus* macizo rocoso) estaría influenciando la mayor diversidad en el primer sitio al proveer mayor disponibilidad de refugios. Otro factor que puede explicar la disminución de especies en Bahía Collins está relacionado con la liberación de sedimento a la columna de agua por el efecto mecánico producido por el glaciar. Esta condición restringe y afecta la diversidad de las algas submareales, principalmente desde el punto de vista fisiológico (Hoyer *et al.* 2001, Valdivia *et al.* 2014).

Por otra parte, los indicadores de  $\beta$  diversidad confirman que las diferencias en la composición de macroalgas se marcan a los 5 m ( $I_j = 0,06$ ; disimilitud= 97,92%) y 10 m de profundidad ( $I_j = 0,07$ ; disimilitud= 92,5%). En ambos niveles el número de especies comunes no fue superior a 1, mientras que las especies no comunes fue de 16 (5 m) y 14 (10 m), reflejando diferencias en la conformación de los componentes de la flora algológica presente en ambas Bahías.

El análisis SIMPER aplicado para las muestras colectadas a 1 m de profundidad, 7 taxa explicaron el 62,5%



**Figura 4. Promedio del número de taxa (0,25 m<sup>2</sup> ± DE) por sitio de muestreo y profundidad (m) / Mean total number of taxa (0.25 m<sup>2</sup> ± SD) recorded for site and depth (m)**

de la disimilitud entre la Bahía Fildes y Collins. En los 5 m de profundidad, 16 especies aportaron al 97,92% de disimilitud entre ambas poblaciones y a 10 m de profundidad 13 especies contribuyeron al 92,5% de disimilitud entre Bahía Fildes y Collins. Las especies de macroalgas más frecuentes por sitio y profundidad están indicadas en la Tabla 1.

El análisis PERMANOVA no muestra diferencias en la conformación de los ensambles a nivel de sitio ( $F = 1,45$ ;  $P = 0,1007$ ), pero si confirma la existencia de diferencias a nivel de profundidad ( $F = 2,3383$ ;  $P = 0,0006$ ), sin embargo existe una interacción significativa entre sitio y profundidad ( $F = 1,6177$ ;  $P = 0,0204$ ), lo que sugiere que el efecto de la profundidad no fue consistente para ambos sitios. El test *a posteriori* (MANOVA) identifica que dichas diferencias se marcan a 5 m ( $t = 1,7318$ ;  $P = 0,003$ ) y 10 m ( $t = 1,8918$ ;  $P = 0,0056$ ) de profundidad entre ambos sitios.

La estructura comunitaria de macroalgas en Bahía Fildes y Collins no se ve afectada en forma significativa a niveles menores de 5 m, sin embargo en los ensambles entre los 5 a 10 m, estaría regido por los grandes bosques de macroalgas pardas presentes en ambos sitios, especialmente *Himantothallus grandifolius* (Bahía Fildes) y *Desmarestia anceps* (Bahía Collins), especies capaces de modelar la estructura de las comunidades presentes en el área. Destacan sus abundancias por debajo de los 5 m (Quartino & Boraso de Zaixso 2008), patrón también descrito en Península Barton, donde macroalgas del género *Desmarestia* pueden alcanzar los 12.781 g m<sup>-2</sup>

**Tabla 1. Análisis de similitud (SIMPER) entre los sitios y por profundidad (1, 5 y 10 m) / Similarity Percentage Analysis (SIMPER) between sites and depth (1, 5 and 10 m)**

	Bahía Fildes	Bahía Collins	Contribución (%)
1 m (promedio de disimilitud= 62,50%)			
<i>Chordaria linearis</i> (J.D. Hooker & Harvey) A.D. Cotton, 1915	0,75	0	24,40
<i>Palmaria decipiens</i> (Reinsch) R.W. Ricker, 1987	0,25	1,0	48,90
<i>Desmarestia anceps</i> Montagne, 1842	0	0,30	58,70
<i>Phaeris antarcticus</i> Skottsberg, 1907	0	0,30	68,40
<i>Iridaea</i> Bory de Saint-Vincent, 1826	0,25	0,0	77,10
<i>Curdiea racovitzae</i> Hariot, 1900	0,75	1,0	85,80
<i>Desmarestia menziesii</i> J. Agardh, 1848	0,25	0	92,90
5 m (promedio de disimilitud= 97,92%)			
<i>Plocamium hookeri</i> Harvey, 1845	0,75	0	16,83
<i>Palmaria decipiens</i> (Reinsch) R.W. Ricker, 1987	0,50	0	25,86
<i>Gigartina skottsbergii</i> Setchell & N.L. Gardner, 1936	0,25	0,33	33,90
<i>Desmarestia anceps</i> Montagne, 1842	0	0,33	40,99
<i>Ascoseira mirabilis</i> Skottsberg, 1907	0	0,33	48,09
<i>Myriogramme manginii</i> (Gain) Skottsberg, 1953	0	0,33	55,18
<i>Desmarestia menziesii</i> J. Agardh, 1848	0,50	0	61,32
<i>Georgiella confluens</i> (Reinsch) Kylin, 1956	0	0,33	67,04
<i>Myriogramme</i> Kylin, 1924	0	0,33	72,77
<i>Lithothamnion</i> Heydrich, 1897	0	0,33	78,49
<i>Desmarestia confervoides</i> (Bory de Saint-Vincent) M.E. Ramírez & A.F. Peters, 1993	0,25	0	81,56
<i>Chordaria linearis</i> (J.D. Hooker & Harvey) A.D. Cotton, 1915	0,25	0	84,63
<i>Himantothallus grandifolius</i> (A. Gepp & E.S. Gepp) Zinova, 1959	0,25	0	87,71
<i>Kallymenia antarctica</i> Hariot, 1907	0,25	0	90,78
<i>Pyropia plocamiensis</i> R.W. Ricker, 1987	0,25	0	93,85
<i>Curdiea racovitzae</i> Hariot, 1900	0,25	0	96,93
10 m (promedio de disimilitud= 92,50%)			
<i>Rhodymenia</i> Greville, 1830	0,67	0	12,36
<i>Plocamium hookeri</i> Harvey, 1845	0,67	0	24,72
<i>Desmarestia menziesii</i> J. Agardh, 1848	0,33	0,50	36,16
<i>Urospora penicilliformis</i> (Roth) J.E. Areschoug, 1866	0,33	0	46,67
<i>Pyropia</i> C. Agardh, 1824	0,33	0	57,18
<i>Desmarestia antarctica</i> R.L. Moe & P.C. Silva, 1989	0	0,25	63,56
<i>Chordaria linearis</i> (J.D. Hooker & Harvey) A.D. Cotton, 1915	0	0,25	68,62
<i>Iridaea mawsonii</i> A.H.S. Lucas, 1919	0	0,25	73,67
<i>Curdiea racovitzae</i> Hariot, 1900	0	0,25	78,73
<i>Phaeris antarcticus</i> Skottsberg, 1907	0,33	0	82,98
<i>Antarcticothamnion polysporum</i> R.L. Moe & P.C. Silva, 1979	0,33	0	87,24
<i>Kallymenia antarctica</i> Hariot, 1907	0,33	0	91,49
<i>Ballia callitricha</i> (C. Agardh) Kützting, 1843	0,33	0	95,75

a profundidades mayores a 5 m (Chung *et al.* 1994, Klöser *et al.* 1996). Por otra parte, investigaciones previas realizadas durante el mismo periodo estacional en Isla Rey Jorge, reportan riquezas de especies inferiores a las determinadas por este estudio (Sakurai *et al.* 1996, Quartino *et al.* 1998, 2001). No obstante, el número de taxa en nuestro estudio (27 taxa) es similar a otros sectores de la isla como caleta Potter, donde se han reportado 30 taxa (Klöser *et al.* 1996, Quartino & Boraso de Zaixso 2008).

El mayor número de taxa presentes en Bahía Fildes por sobre Bahía Collins, podría ser causado por diferentes factores locales que afectan de manera distinta a cada sitio. Por ejemplo las características de sistema semi-cerrado con menos perturbación producida por el hielo marino (Palma *et al.* 2007), sumado a la estructura del sustrato con presencia de roca sólida, y mezcla de cantos rodados, guijarros y grava (Newcombe & Cárdenas 2011), podrían explicar las diferencias observadas. Así mismo, en arrecifes rocosos, se ha descrito que el efecto de los

gradientes ambientales, tanto en nivel inter y submareal, determinan los cambios en la fuerza de las interacciones bióticas (Scrosati *et al.* 2011), configurando de esa forma la presencia de distintos componentes en los ensamblajes. Sumado a lo anterior, las especies dominantes en términos de dosel, tienen un efecto directo sobre los ensamblajes de macroalgas que habitan bajo ellas. Por ejemplo, en Bahía Collins dominó *Desmarestia anceps*, género considerado un indicador de ambientes más hidrodinámicos, donde la posibilidad de asentamiento de otras macroalgas e invertebrados se dificulta (Clark *et al.* 2011). Al igual a lo descrito por Valdivia *et al.* (2014), en ambos sitios (Bahía Fildes y Collins), las diferencias observadas en la composición de los ensamblajes respecto a la profundidad, estaría regidas por la estructura propia de las comunidades y su relación al gradiente de estrés ambiental, como es el caso de la presencia de hielo marino en Bahía Collins. No obstante, es necesario seguir realizando más estudios respecto a la dinámica de las poblaciones de macroalgas bentónicas y su interacción con factores abióticos, especialmente el efecto modelador del hielo marino sobre la estructura comunitaria, tanto en ambientes inter y submareales en esta y otras áreas de la Isla Rey Jorge.

#### AGRADECIMIENTOS

Este estudio fue financiado por el Instituto Antártico Chileno a través del Proyecto INACH T-12-08 'Estructura de comunidades bentónicas en arrecifes rocosos Antárticos'. Además forma parte de una contribución al programa PMI MAG1203 'Gaia-Antártica: conocimiento y cultura antártica' de la Universidad de Magallanes. Agradecemos a la gente que apoyo las labores de muestreo en IRJ, al Dr. Carlos Olavarría quien aportó con la elaboración de los mapas correspondientes, Dr. Nelso Navarro por sus valiosas sugerencias al manuscrito y también al Laboratorio de Biorecursos Antárticos del INACH en Punta Arenas, Chile.

#### LITERATURA CITADA

- Adams NM. 1994.** Seaweeds of New Zealand. An illustrated guide, 360 pp. Canterbury University Press, Christchurch.
- Amsler CHA, K Iken, JB McClintock, MO Amsler, KJ Peters, JM Hubbard, FB Furrow & BJ Baker. 2005.** Comprehensive evaluation of the palatability and chemical defenses of subtidal macroalgae from the Antarctic Peninsula. *Marine Ecology Progress Series* 294: 141-159.
- Anderson MJ. 2001.** A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Australian Journal of Ecology* 26: 32-46.
- Anderson MJ, RN Gorley & KR Clarke. 2008.** PERMANOVA+ for PRIMER: Guide to Software and Statistical Methods, 214 pp. PRIMER-E Ltda, Plymouth.
- Broadly PA. 1996.** Diversity, distribution and dispersal of Antarctic terrestrial algae. *Biodiversity and Conservation* 5: 1307-1335.
- Chao A. 1987.** Estimating the population size for capture-recapture data with unequal catchability. *Biometrics* 43: 783-791.
- Chung H, YS Oh, IK Lee & DY Kim. 1994.** Macroalgal vegetation of Maxwell Bay in King George Island, Antarctica. *The Korean Journal of Phycology* 9(1): 47-58.
- Clark GF, JS Stark, LA Perrett, NA Hill & EL Johnston. 2011.** Algal canopy as a proxy for the disturbance history of understory communities in East Antarctica. *Polar Biology* 34: 781-790.
- Clarke KR & RN Gorley. 2005.** PRIMER v.6: User Manual / Tutorial, 91 pp. PRIMER-E, Plymouth.
- Clayton MN. 1994.** Evolution of the Antarctic benthic algal flora. *Journal of Phycology* 30: 897-904.
- Convey P, R Bindschadler, G di Prisco, E Fahrbach, J Gutt, D Hodgson, P Mayewski, C Summerhayes & J Turner. 2009.** Antarctic climate change and the environment. *Antarctic Science* 21: 541-563.
- Delepine R, IM Lamb & MH Zimmermann. 1966.** Preliminary report on the marine vegetation of the Antarctic Peninsula. *Proceedings of the 5<sup>th</sup> Seaweed Symposium*, pp. 107-116. Pergamon Press, Halifax.
- Etcheverry H. 1968.** Distribution of the benthic algae on the continental platform of the Antarctic Peninsula, 159 pp. *Symposium on Antarctic Oceanography*, Cambridge.
- Etcheverry H. 1983.** Algas bentónicas de la Antártica Chilena. Instituto Antártico Chileno, Serie Científica INACH 30: 97-124.
- Fischer G & C Wiencke. 1992.** Stable carbon isotope composition, depth distribution and fate of macroalgae from the Antarctic Peninsula region. *Polar Biology* 12: 341-348.
- Graeve M, P Dauby & Y Scailteur. 2001.** Combined lipid, fatty acid and digestive tract content analyses: a penetrating approach to estimate feeding modes of Antarctic amphipods. *Polar Biology* 24: 853-862.
- Hoyer K, U Karsten, T Sawall & C Wiencke. 2001.** Photoprotective substances in Antarctic macroalgae and their variation with respect to depth distribution, different tissues and developmental stages. *Marine Ecology Progress Series* 211: 117-129.
- Huang YM, MO Amsler, JB McClintock, CD Amsler & BJ Baker. 2007.** Patterns of gammaridean amphipod abundance and species composition associated with dominant subtidal macroalgae from the western Antarctic Peninsula. *Polar Biology* 30(11): 1417-1430.

- Iken K. 1996.** Tropische beziehungungen zwischen Makroalgen und Herbivoren in der Potter Cove (King-George-Insel, Antarktis). *Berichte zur Polarforschung* 201: 1-206.
- Kim D. 2001.** Seasonality of marine algae and grazers of an Antarctic rocky intertidal, with emphasis on the role of the limpet *Nacella concinna* Strebel (Gastropoda: Patellidae). *Berichte zur Polar- und Meeresforschung* 397: 1-136.
- Klöser H & Warntz. 1994.** RASCALS (Research on Antarctic shallow coastal and littoral systems). Untersuchungen zur Struktur und Dynamik eines antarktischen Küstenökosystems. *Polarforschung* 64(1): 27-41.
- Klöser H, ML Quartino & C Wiencke. 1996.** Distribution of macroalgae and macroalgal communities in gradients of physical conditions in Potter Cove, King George Island, Antarctica. *Hydrobiologia* 333: 1-17.
- Knox GA. 1994.** The biology of the Southern Ocean, 444 pp. Cambridge University Press, New York.
- Llaña AH. 1947.** Primera expedición Antártica chilena. Macroalgas marinas. *Revista de Biología Marina* 1(1): 19-31.
- Moe R & TE DeLaca. 1976.** Occurrence of macroscopic algae along the Antarctic Peninsula. *Antarctic Journal* 11: 20-24.
- Newcombe EM & CA Cárdenas. 2011.** Rocky reef benthic assemblages in the Magellan Strait and the South Shetland Islands (Antarctica). *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 46: 177-188.
- Oliveira EC, MA Theresinha, MP Franciane & CO Mariana. 2009.** The seaweed flora of Admiralty Bay, King George Island, Antarctic. *Polar Biology* 32: 1639-1647.
- Palma AT, E Poulin, MG Silva, RB San Martín, CA Muñoz & AD Díaz. 2007.** Antarctic shallow subtidal echinoderms: is the ecological success of broadcasters related to ice disturbance? *Polar Biology* 30: 343-350.
- Quartino ML & AL Boraso de Zaixso. 2008.** Summer macroalgal biomass in Potter Cove, South Shetland Islands, Antarctica: its production and flux to the ecosystem. *Polar Biology* 31: 281-294.
- Quartino ML, H Klöser, AL Boraso de Zaixso & H Zaixso. 1998.** Communities of benthic marine algae at a sheltered site in Potter Cove King George Island, South Shetlands, Antarctica. In: Wiencke C, G Ferreyra, W Arntz & C Rinaldi (eds). *The Potter Cove Coastal Ecosystem - Synopsis*, pp. 74-81. *Polarforschung*, Berlin.
- Quartino M, H Klöser, I Schloss & C Wiencke. 2001.** Biomass and associations of benthic marine macroalgae from the inner Potter Cove (King George Island, Antarctica) related to depth and substrate. *Polar Biology* 24(5): 349-355.
- Quartino ML, D Deregibus, GL Campana, GEJ Latorre & FR Momo. 2013.** Evidence of Macroalgal Colonization on Newly Ice-Free Areas following Glacial Retreat in Potter Cove (South Shetland Islands), Antarctica. *PLoS ONE* 8(3): e58223. <doi:10.1371/journal.pone.0058223>
- Ramírez ME. 2010.** Flora marina bentónica de la región austral de Sudamérica y la Antártica. *Anales del Instituto de la Patagonia* 38(1): 57-71.
- Rigby PR & Y Shirayama. 2007.** Sampling diversity in coastal communities. *NaGISa protocols for seagrass and macroalgal habitats*, 145 pp. Kyoto University Press, Kyoto.
- Sakurai H, T Sato, H Arai, A Takasaki, S Tada, H Hori, I Kimpara, Y Matsuyama & M Kodama. 1996.** Habitats of fish and epibenthic invertebrates in Fildes Bay, King George Island, Antarctica. *Proceedings of the NIPR Symposium on Polar Biology* 9: 231-242.
- Scrosati RA, B van Genne, CS Heaven & CA Watt. 2011.** Species richness and diversity in different functional groups across environmental stress gradients: a model for marine rocky shores. *Ecography* 34: 151-161.
- Smale DA, KM Brown, DKA Barnes, KPP Fraser & A Clarke. 2008.** Ice scour disturbance in Antarctic waters. *Science* 321: 371-371.
- Valdivia N, MJ Diaz, J Holtheuer, I Garrido, P Huovinen & I Gómez. 2014.** Up, down, and all around: Scale-dependent spatial variation in rocky-shore communities of Fildes Peninsula, King George Island, Antarctica. *PLoS ONE* 9(6): e100714. <doi:10.1371/journal.pone.0100714>
- Wiencke C & MN Clayton. 2002.** Antarctic seaweeds, 239 pp. ARG Gantner Verlag, Ruggell.
- Zielinski K. 1990.** Bottom macroalgae of the Admiralty Bay (King George Island, South Shetlands, Antarctica). *Polish Polar Research* 11: 95-131.

Recibido el 29 de julio de 2014 y aceptado el 28 de abril de 2015

Editor Asociado: Pilar Muñoz M.