



UNIVERSIDAD CIENTÍFICA DEL SUR

**FACULTAD DE CIENCIAS VETERINARIAS Y
BIOLÓGICAS**

ESCUELA DE BIOLOGÍA MARINA

**“CLASIFICACIÓN Y DISTRIBUCIÓN ESPACIAL DEL
MACROZOOBENTOS DENTRO DE LA ENSENADA MACKELLAR,
ISLA REY JORGE, ANTÁRTICA: CONTRASTANDO DOS
ENFOQUES DE ANÁLISIS ECOLÓGICO–COMUNITARIO”**

**Tesis para Optar el Título Profesional de:
Biólogo Marino**

BERNABÉ MORENO LEVERONI

**LIMA – PERÚ
2015**

*Puesto el templo en
el Mælstrøm, y el
pensamiento en el
seso, con ansias de
la muerte,
Terra Australis Incognita, ésta te escribo...*

ÍNDICE GENERAL

ÍNDICE GENERAL	2
ÍNDICE DE FIGURAS	4
ÍNDICE DE TABLAS	5
ÍNDICE DE ANEXOS	5
RESUMEN	7
SUMMARY	8
ZUSAMMENFASSUNG	9
GLOSARIO	10
I. INTRODUCCIÓN	13
II. MARCO TEÓRICO	15
2.1 MACROZOOBENTOS ANTÁRTICO	15
2.2 GRUPOS FUNCIONALES	18
2.3 ENSENADA MACKELLAR: HIDROGRAFÍA, GEOMORFOLOGÍA Y DINÁMICA	24
2.4 CAMBIO CLIMÁTICO Y EL CONTINENTE ANTÁRTICO	27
2.5 INTERROGANTE DE INVESTIGACIÓN, HIPÓTESIS Y OBJETIVOS	31
Interrogante	31
Hipótesis Nula	31
Hipótesis Alterna	31
Objetivo General.	31
Objetivos Específicos.	31
III. METODOLOGÍA Y MATERIALES	33
3.1 ÁREA DE ESTUDIO, MUESTREO BIOLÓGICO Y PROCESAMIENTO 33	
3.2 IDENTIFICACIÓN TAXONÓMICA	33
3.3 ASIGNACIÓN Y VALORIZACIÓN DE GRUPOS FUNCIONALES	34
3.4 OBTENCIÓN DE DATOS AMBIENTALES	37
3.4.1 PARÁMETROS FÍSICOQUÍMICOS	37
3.4.2 CORRIENTES	37
3.5 PROCESAMIENTO DE DATOS Y ANÁLISIS ESTADÍSTICOS	38
3.5.1 BIOTA	38

3.5.2	ABIOTA	38
IV.	RESULTADOS	40
4.1	BIOTA	40
4.1.1	COMPOSICIÓN TAXONÓMICA DEL MACROZOOBENTOS	40
4.1.2	COMPOSICIÓN FUNCIONAL DEL MACROZOOBENTOS	46
4.2	PATRONES DE DISTRIBUCIÓN FUNCIONAL	49
4.2.1	DOMINANCIA DE GRUPOS FUNCIONALES EN LAS ESTACIONES DE MUESTREO	51
4.3	ABIOTA	53
V.	DISCUSIÓN	60
5.1	ESTRUCTURACIÓN TAXONÓMICA DEL MACROZOOBENTOS	60
5.2	ESTRUCTURACIÓN MACROZOOBENTÓNICA SEGÚN GRUPOS FUNCIONALES	61
5.3	ESTRUCTURACIÓN MACROZOOBENTÓNICA ASOCIADA A FACTORES ABIÓTICOS	66
VI.	CONCLUSIONES	70
VII.	RECOMENDACIONES	72
VIII.	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	74
	ANEXOS	84

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1: Ubicación exacta de la zona y estaciones de muestreo. Ampliaciones desde A) Isla Rey Jorge; B) Ensenada Mackellar; C) Península Antártica; D) Continente Antártico	30
Figura 2: Batimetría de la Ensenada Mackellar obtenida a partir del sondaje realizado por la Dirección de Hidrografía y Navegación (DHN, Marina de Guerra del Perú), con la ubicación de las 11 estaciones de muestreo	32
Figura 3: Abundancia de organismos y porcentaje que representan cada uno de los códigos taxonómicos en todo el fiordo.....	40
Figura 4: Representación de A) valores de diversidad taxonómica y funcional para asociarlos con la abundancia de individuos y B) abundancia de taxones y C) abundancia de grupos funcionales según estaciones.....	42
Figura 5: Dendrograma (método ‘Group–Average’) basado en una matriz de similitud Bray–Curtis entre estaciones bajo el enfoque A) taxonómico y B) funcional	44
Figura 6: Enfoque Taxonómico. A) Ubicación espacial en 2–D de las 11 estaciones según rutina MDS (Escalamiento Multidimensional). Las esferas de similitud Bray–Curtis están superpuestas y mostradas también en: B) Isolíneas generadas a partir de los valores del índice de α –diversidad Shannon–Wiener ($H' \log-e$).	45
Figura 7: Dispersión enfrentando la riqueza de especies y riqueza funcional... 46	
Figura 8: Densidad total de organismos obtenida en la Ensenada Mackellar (sin discriminar por estaciones) según los atributos (A–E) de los componentes del Grupo Funcional	48
Figura 9: Enfoque Funcional. A) Ubicación espacial en 2–D de las 11 estaciones según rutina MDS (Escalamiento Multidimensional). Las esferas de similitud Bray–Curtis están superpuestas y mostradas también en: B) Isolíneas generadas a partir de los valores del índice de diversidad funcional ($H' \log-e$)	50
Figura 10: Abundancia de organismos según los atributos (A–E) de los componentes del Grupo Funcional	52
Figura 11: Patrón de corrientes marinas (cm/s) A) superficiales, y B) a la profundidad de dragado, mostrando la dirección (azimutal, indicada por la inclinación de la flecha) y velocidad (indicada por la dimensión y color) en cada una de las estaciones.....	55

Figura 12: Perfiles de salinidad ‰ (eje horizontal–superior) y temperatura °C (horizontal–inferior) según la profundidad en cada una de las estaciones56

Figura 13: Isolíneas aproximadas de Salinidad y Temperatura superficiales (A y C) y a la respectiva profundidad de dragado en cada estación (B y D)57

Figura 14: Biploteo del Análisis de Componentes Principales (PCA) de los parámetros ambientales registrados según la sección del fiordo. Los componentes explican 81.8% de la variación de los datos58

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1: Código taxonómico brindado a cada taxón identificado. (Ph: Phylum; SubPh: Subylum; Cl: Clase; SubCl: Subclase; O: Orden)34

Tabla 2: Valores asignados a los atributos incluidos en cada uno de los componentes de acuerdo con sus estrategias de vida35

Tabla 3: Caracterización y valores de los parámetros fisicoquímicos registrados durante el periodo de evaluación. Las columnas señaladas con (*) pertenecen a la clasificación *a priori* de las estaciones, según su profundidad y sección del fiordo a la que pertenecen54

Tabla 4: Correlación de matrices biótica y abiótica. A) Resultados de la rutina RELATE (funcional y sistemática) considerando a la matriz ambiental en conjunto. B) Mejores combinaciones BEST (método BIOENV) que disgrega la matriz ambiental en sus distintos componentes. Variables de selección: T= Temperatura; V= Velocidad; S= Salinidad y P= Profundidad59

ÍNDICE DE ANEXOS

ANEXO 1: Ploteo Draftsman previo a la normalización de la data ambiental. Al enfrentar los valores de las variables, la dispersión aquí mostrada indica que no es necesaria alguna transformación adicional fuera de la que se le hizo previamente a la Temperatura84

ANEXO 2: Tabla descriptiva de cada taxón enlistado según sus funciones. Los códigos están especificados en la Tabla 285

ANEXO 3: Patrón de velocidad y dirección de corrientes marinas superficiales en la Ensenada Mackellar (ANTAR XIX, 2010)87

ANEXO 4: Muestra obtenida mediante dragado. Se observa la coloración oscura del sedimento fangoso87

ANEXO 5: Inmediaciones de la E-02. Se aprecian las magnitudes del glaciar Domeyko88

ANEXO 6: Inmediaciones de la E-05. Se aprecia el glaciar Domeyko al fondo y la acumulación de hielos flotantes acarreados por corrientes y vientos88

RESUMEN

“Clasificación y distribución espacial del macrozoobentos dentro de la Ensenada Mackellar, Isla Rey Jorge, Antártica: contrastando dos enfoques de análisis ecológico–comunitario”

La Bahía de Almirantazgo – Isla Rey Jorge, es una de las locaciones más intensamente muestreadas de la Península Antártica. Sus comunidades macrozoobentónicas han estado sujetas a múltiples estudios, siendo analizadas principalmente bajo el enfoque taxonómico, esto es, basado en el análisis de la composición por especies. Sin embargo, éste no suele revelar la actividad de los organismos sobre el sedimento y cómo cambian estas relaciones en el tiempo. Por otro lado, emplear una clasificación de grupos funcionales –es decir, considerando la estructura y su función como atributos en algunas interacciones básicas (p.ej. trofismo)– permite asociar el ensamblaje comunitario con las variables ambientales y su dinámica. Esto sucede porque son las funciones las que responden a las exigencias que demanda el ambiente.

En la presente tesis se analizó la composición del macrozoobentos de la Ensenada Mackellar en 11 estaciones de muestreo a lo largo y ancho de este fiordo glaciomarino durante el verano austral del 2013 (Expedición ANTAR XXI) contrastando ambos enfoques. Los grupos funcionales estaban compuestos por la unión de 5 componentes de historia de vida de cada organismo: 1) Modo de alimentación, 2) Fuente y 3) Tipo de alimento (funciones tróficas); y 4) Motilidad, 5) Estilo de vida (funciones de distribución).

Se reconocieron 3370 organismos, donde los anfípodos, poliquetos sedentarios y bivalvos representaron el 57%. Por otro lado, en el fiordo glaciomarino predominaron los depositívoros, omnívoros y los organismos móviles que obtienen su alimento de la superficie del bentos.

Las estaciones se agruparon similarmente a la clasificación *a priori* basada en la sección del fiordo (Sección Interna, Media y Externa). Dicha agrupación, según el enfoque taxonómico, reveló la influencia del glaciar Domeyko (gradiente de α -diversidad), mientras que el funcional también fue capaz de hacerlo a partir de la influencia de las corrientes oceánicas.

La abundancia de ciertos grupos funcionales pudo ser explicada por las variables físicas. El Análisis de Componentes Principales explicó 82% de la variabilidad ambiental. Las matrices biológicas y ambientales tuvieron una baja correlación estadística, sin embargo, mostraron mejores valores al hacerlo bajo el enfoque funcional. La integración de estos enfoques se convierten en una buena herramienta de análisis para continuar con el monitoreo biológico–ambiental en la Ensenada Mackellar.

Palabras Claves: *Macrozoobentos antártico, enfoque taxonómico, grupos funcionales, variables ambientales, fiordo glaciomarino.*

SUMMARY

“Classification and spatial distribution of the macrozoobenthos at the Mackellar Inlet, King George Island, Antarctica: contrasting the taxonomic and the functional grouping approaches”

The Admiralty Bay – King George Island is one of the most sampled sites within the Antarctic Peninsula, and its macrobenthic communities have been subject to several studies. Its structure has usually been evaluated under the taxonomic (systematic) approach; yet, this scope doesn't always reveal the processes that can be occurring in the area under study. Instead, the use of a functional groups classification can provide the suitable means to associate them with the environmental parameters and their dynamics.

In the present theses, the macrobenthos composition of Mackellar Inlet was analyzed at 11 sampling stations across the glaciomarine fjord during the austral summer of 2013 (ANTAR XXI Expedition) contrasting both taxonomic and functional approaches. The Functional Groups consisted on the junction of five life–traits components: 1) Feeding mode, 2) Source and 3) Type of food (trophic functions); 4) Motility, & 5) Living style (distribution functions).

Overall, 3370 were identified. Amphipods, Sedentaria polychaetes and bivalves accounted for the 57%. Surface deposit–feeders, omnivores, motile and free–living organisms were the most abundant.

Sample stations were grouped similarly to the *a priori* classification based on the fjord section (Inner, Middle and Outer). This grouping, under the taxonomic approach, revealed the influence of the Domeyk glacier (α –diversity gradient), meanwhile, the functional approach also did it based on the influence of water currents.

The abundance of certain functional groups was explained by the environmental variables. The Principal Components Analysis accounted for the 82% of environmental variability. Biological and environmental matrices were not significantly correlated. Nevertheless, the correlation values were higher under the functional approach.

The present study shows that the use of a functional approach could be useful when applying it to different spatiotemporal scales studies, allowing a better understanding on how the communities might change due to variations of the environmental parameters.

Key Words: *Antarctic macrobenthos, taxonomic approach, functional groups, environmental variables, glaciomarine fjord.*

ZUSAMMENFASSUNG

"Klassifizierung und räumliche Verteilung der Makrozoobenthos in der Mackellar Bucht, King George Island, Antarktis: Gegenüberstellung der taxonomischen und funktionellen Gruppierungsansätze "

Die Admiralty Bay - King George Insel ist eine der meist untersuchten Flächen innerhalb des Antarktische Halbinsel, und seine makrozoobenthische Gemeinschaften waren Gegenstand mehrerer Studien. Deren in der Regel mit dem taxonomischen (systematischen) Ansatz bewertet worden. Doch werden durch diese Herangehensweise nicht immer die Prozesse, die in dieser untersuchten Umgebung auftreten können, aufgezeigt. Dagegen kann die Verwendung von funktioneller Gruppenklassifizierung geeignet sein, um sie mit den Umgebungsparametern und deren Dynamik zu assoziieren.

Für die vorliegende Arbeit wurde während des antarktischen Sommers 2013, der makrozoobenthische Aufbau der Mackellar Bucht an 11 Probestellen entlang des glaziomarinen Fjords analysiert (ANTAR XXI Expedition), wobei taxonomische und funktionelle Ansätze gegenübergestellt wurden. Die funktionellen Gruppen entstanden durch die Zusammenführung von fünf Merkmalen: 1) Nahrungsaufnahme 2) Quelle und 3) Art der Nahrung (trophische Funktionen); 4) Motilität, & 5) Lebensweise (Verteilungsfunktionen).

Insgesamt wurden 3370 identifiziert. Amphipoden, sedentrische Vielborster und Muscheln stellen 57%. Oberflächensubstrat-Fresser, Allesfresser, beweglich und frei lebenden Organismen bilden die größte Gruppe.

Die Probenstellen wurden ähnlich wie die *a-priori*-Klassifizierung gemäß dem Fjord Abschnitt gruppiert (Innerer, mittlerer und äußerer). Diese Zusammenstellung auf Grundlage des taxonomischen Ansatzes zeigte den Einfluss der Domeyk Gletschers (α -Diversitäts-Gradient), während der funktionale Ansatz auch auf den Einfluss von Wasserströmungen basiert. Die hohe Anzahl an bestimmten funktionellen Gruppen ließ sich durch die Umgebungsvariablen erklären. Die Hauptkomponentenanalyse wies 82% Umgebungsvariabilität aus. Umgebungs- und biologische Matrizen wurden nicht hochgradig korreliert. Gleichwohl waren die Korrelationswerte beim funktionalen Ansatz höher.

Die vorliegende Arbeit zeigt, dass die Verwendung eines funktionalen Ansatzes nützlich sein könnte, wenn er für unterschiedlich ausgelegte räumlich-zeitliche Studien angewendet wird. Dies verbessert das Verständnis über das, wie sich die Gemeinschaften durch Änderungen der Umgebungsparameter ändern könnten

Schlüsselwörter: *Antarktis, Makrozoobenthos, taxonomischer Ansatz, funktionelle Gruppen, Umgebungsvariablen, glaziomarine Fjords.*

GLOSARIO

Amensalismo: (– | 0) Aquella interacción entre dos componentes biológicos en el que uno de ellos perjudica al otro (–) sin experimentar alguna alteración negativa (0).

Bentos: Vocablo de origen griego (*βένθος/benthos*, "fondo marino") que involucra a todo componente biótico y abiótico incluido en el fondo acuático, sea de sistemas marinos o continentales.

Biotopo: Es la proyección del  *nicho ecológico*, el hipervolumen ecológico materializado.

Cenozoico: Vocablo de origen griego (*καινός/kainos* "nuevo", y *ζωή/zoe* "vida"). Es la era corriente y la más actual de las Eras Geológicas Fanerozoicas. Cubre el periodo de 66 MA (millones de años) antes de hoy. Esta era es conocida como la Edad de los Mamíferos.

Cluster | Clustering: Es una división artificial representada en forma de racimos que se obtiene luego de realizar análisis de (di)similitud. Los nodos que se forman antes de derivar en clados suelen indicar el nivel de (di)similitud en su respectivo eje.

Convergencia Antártica: También conocida como el Frente Polar ("Polar F." en la imagen inferior izquierda). Es una curva que constantemente rodea a la Antártica. Las aguas frías que fluyen rumbo norte convergen con las masas subantárticas más templadas, en esta convergencia, las primeras fondean hacia las profundidades, mientras que las otras se mezclan generando una zona de alta productividad. Esta línea es dinámica y tiene variación estacional. A diferencia de las líneas latitudinales, que son artificiales, esta frontera es un límite natural.

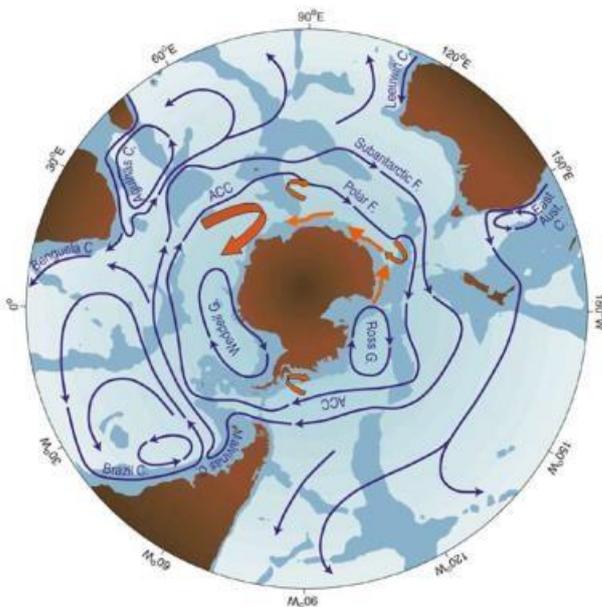


Imagen tomada del SCAR-ACCE (Turner et al., 2009)

| La aparición de  a lo largo del texto es un llamado a esta sección GLOSARIO, en la cual se define brevemente la palabra a la cual antecede el símbolo indicado.

Corriente Circumpolar Antártica: Conocida en inglés como ACC (Antarctic Cimpumpolar Current)

Disturbio o Perturbación: Cambio en la configuración de la estructura ecológica mínima causado por un factor externo al nivel en cuestión (Pickett, Kolasa, Armesto, & Collins, 1989).

Eoceno: 55.8 MA antes de hoy. Es la segunda época geológica del periodo Paleógeno (Era Cenozoica). En esta época suceden importantes cambios climáticos donde la temperatura del planeta aumentó. El fin del *Eoceno* es marcado por un enfriamiento que daría inicio a las primeras glaciaciones.

Estenotermos: Organismos que son incapaces de tolerar considerables variaciones de temperatura. Su contraparte vendrían a ser los organismos 'euritermos' (sí toleran mayores gradientes).

Fiordo: Cuencas hidrográficas semi-cerradas que representan la transición del ambiente terrestre al marino. El hecho de estar ensenados hace que sus aguas estén protegidas. Esto sumado a las altas tasas de sedimentación los convierte en ambientes deposicionales capaces de preservar registros continuos del clima y variabilidad ambiental en una resolución temporal considerable (Howe, Austin, Forwick, & Paetzel, 2010).

Fitness: Término utilizado en evolución que denota la propensión (tendencia, habilidad potencial) de un genotipo para dejar descendencia en relación a qué tan buenos sean otros genotipos en hacerlo (Wagner, 2010). '*The fittest*' (Darwin, 1896) –como dijera Charles Darwin– ‘...es la variación o la población más adecuada, la portadora de aquellas mutaciones que mejor se adaptan a las condiciones de existencia al ambiente o medio en que esta existencia se desenvuelve’ (Wendt, 1971).

Hielos ancla: La Organización Meteorológica Mundial (WMO) los define como hielos sumergidos adheridos o anclados al fondo, sin importar la naturaleza de su formación (WMO).

Holoceno: Última y actual época geológica del periodo Cuaternario. Comprende los últimos 11 700 años. Corresponde a un periodo interglacial.

Irradiancia: Potencia incidente de la energía electromagnética por unidad de superficie.

Macrozoobentos: Organismos pertenecientes al Reino Animalia de tamaños $\geq 500\mu\text{m}$ que habitan el fondo acuático.

Mesozoico: 250 MA antes de hoy. Vocablo de origen griego (μεσο "entre", ζώον, "de los animales"; "vida intermedia"). Era subsiguiente al Cenozoico. Hubo un proceso de tectónica de placas importante: fragmentación de Pangea (al sur: división de Gondwana).

Nicho ecológico fundamental: Es la matriz multidimensional (n -dimensional), el hipervolumen generado por diversas variables ambientales –bióticas y abióticas– que permiten a determinada especie subsistir indefinidamente en el ecosistema (Hutchinson, 1957).

"Any point in niche space can correspond to many points in the biotope, but not all points in niche space are represented in any given biotope" ~ G.E. Hutchinson

Nicho ecológico realizado: Es el *Nicho ecológico fundamental* de determinada especie que deja de ser abstracto y se convierte en objetivo, puesto que interactúa con los de otras especies. Es el que se da en la naturaleza, aquel que se 'observa', mide y cuantifica.

Oikos: Vocablo griego que hace referencia al espacio en el que se habita. Concepción a partir de la cual se estructura la rama de la ciencia Ecología.

Oligoceno: 33.9 MA antes de hoy. Época precedida por el Eoceno. Su inicio está marcado por un gran evento de extinción.

Pelagos: Término de origen griego que involucra a todo componente biótico y abiótico incluido en la columna de agua, sea de sistemas marinos o continentales.

Península Antártica: De las 3 macroregiones antárticas (a saber, las otras dos: Antártica Este y Oeste), ésta es la más occidental y la de menor dimensión.

Proxy: Es una variable predictora o indicadora, a partir de la cual se puede calcular y modelar escenarios pasados y futuros.

Seston: Materia particulada en suspensión (Orejas, Gili, & Arntz, 2003) Puede ser de origen biótico (bioseston, que incluye al plancton y al necton) como no viva (abioseston/tripton, también conocido como detritus) (Rossi & Gili, 2009).

Simpátrica: Término el cual indica un solapamiento de la distribución geográfica o de los *nichos fundamentales* de dos o más especies funcionales o poblaciones.

I. INTRODUCCIÓN

La vida existe en un hipervolumen multidimensional, el cual está definido por variables tanto propias como externas al organismo (Colwell & Rangel, 2009; Hutchinson, 1957). Observar esta existencia es apreciar un producto final, que es tal luego de haber sido moldeado por procesos físicos, químicos y estructurales, a lo que suele llamarse hábitat (Southwood, 1977). Asimismo, la vida suele constituirse luego de la interacción con otros representantes de la biota. Un ejemplo de estos procesos es la competencia entre organismos por explotar algún recurso (sea de naturaleza trófica (p.ej. presas) o de un espacio (p.ej. sustrato)). Un componente biológico que incluye a los ejemplos previamente citados es el macrozoobentos.

El estudio del macrozoobentos de fondos blandos ('soft-bottom macrobenthos') proporciona varias ventajas al momento de elegirse como objetivo de estudios de efectos biológicos (K. R. Clarke & Warwick, 2001):

- Permite evaluar efectos de variables ambientales en la escala local, dado que este componente biológico está integrado por organismos relativamente poco móviles (p. ej. al ser comparado con representantes del pelagos) (Cheung et al., 2009).
- El muestreo cuantitativo es relativamente sencillo.
- Existe gran cantidad de investigación y literatura relacionada al tema, realizada en locaciones muy diferenciadas (Kedra et al., 2010; Kedra, Kulinski, Walkusz, & Legezynska, 2012; Sicinski, Pabis, Jazdzewski, Konopacka, & Blazewicz-Paszkowycz, 2011).

Por estas razones, el macrozoobentos es el componente biológico más exhaustivamente utilizado en estudios de impacto ambiental (Paganelli, Marchini, & Occhipinti-Ambrogi, 2012; Törnroos, 2014).

Al nivel de un ensamblaje comunitario es vital elegir correctamente los macrodescriptores de las variables de agregación (p.ej. individuos/m² y α -diversidad (Valiela, 1995)). Para encontrarles utilidad funcional, estos macrodescriptores deben simplificar procesos poblacionales y a su vez retener su esencia (Pianka, 1980). Tradicionalmente, la estructura y conformación biológica ha sido estudiada a partir del enfoque taxonómico (sistemático) (Bremner, Rogers, & Frid, 2003), de este modo trata de explicar cómo la riqueza, equitabilidad, y demás índices de diversidad son capaces de responder a la influencia del ambiente (Cesar & Frid, 2012).

Partiendo de las concepciones teóricas, se sabe que las preferencias y requerimientos de x -organismo pueden ser acomodados en un hipervolumen que considera múltiples variables (n -dimensiones) (Colwell & Rangel, 2009; Hutchinson, 1957; Root, 1967). Dichos requerimientos pueden ser deducidos y verificados a través de caracteres fenotípicos, conocidos también como caracteres biológicos. Al tratar a estos últimos como ejes en un espacio multidimensional, aquel estudioso del ecosistema es capaz de darle valor a una multiplicidad de vectores, en consecuencia, cuantifica lo calificable permitiendo un análisis comunitario más exhaustivo. Este intento es denominado Análisis de Caracteres Biológicos (BTA por sus siglas en inglés 'Biological Traits Analysis'), el cual representa la implementación de un Enfoque Funcional. Los enfoques basados en caracteres están siendo utilizados en estudios desde el nivel básico de ordenación hasta el de los ecosistemas (Violle et al., 2007), ampliando de este modo las escalas de aplicabilidad.

En el planeta existen ecosistemas con alto grado de resiliencia, como también los hay menos resilientes. Estos últimos pueden ser prístinos, ambientes remotos, de funcionamiento diferente al de los comúnmente conocidos. Partiendo por su ubicación geográfica, el ambiente marítimo antártico pertenece a dichos ecosistemas; más aún, si consideramos su vulnerabilidad frente a oscilaciones de gran escala. La Península Antártica está incluida dentro de las tres áreas que exhiben un calentamiento regional rápido reciente ('RRR': recent rapid regional), siendo las otras dos la Siberia y el Ártico (Aronson et al., 2009; Barker, 2007; Raes, Rose, & Vanreusel, 2010). Además, las zonas someras antárticas son físicamente las más cambiantes (D. K. A. Barnes, Fenton, & Cordingley, 2014) y albergan la mayor parte de las especies identificadas en la actualidad, las cuales son principalmente bentónicas (Turner et al., 2009).

Por esto, evaluar zonas puntuales de la Península Antártica, puede contribuir favorablemente en el entendimiento de patrones, procesos y adaptaciones de la biota frente a fuertes oscilaciones recientes.

El objetivo de este trabajo fue clasificar a la comunidad macrozoobentónica antártica bajo un enfoque funcional, con el propósito de asociar la componente biótica con la abiótica de una forma más precisa y explicativa.

II. MARCO TEÓRICO

2.1 MACROZOOBENTOS ANTÁRTICO

Los organismos marino–polares están enteramente adaptados a las más exigentes condiciones que demandan las aguas frías que los rodean (Aronson et al., 2009). En el hemisferio sur esta adaptación es tal pues la fauna antártica ha estado aislada mediante mecanismos vicariantes (Brandt & Gutt, 2011; Turner et al., 2009) debido a la influencia física, climática y oceanográfica de la Corriente Circumpolar Antártica (ACC) (W. Arntz et al., 2005; W. E. Arntz, Brey, & Gallardo, 1994; Birkenmajer et al., 2005; Thatje, Hillenbrand, & Larter, 2005), y por la tectónica de placas que fragmentó al supercontinente Pangaea durante la era Mesozoica (A. Clarke, Barnes, & Hodgson, 2005).

La ubicación latitudinal de los ecosistemas del Océano Austral los vuelve estacionalmente fluctuantes, aún más que aquellos ubicados en el trópico. Así por ejemplo, la productividad y dinámica de las tramas tróficas están dominadas por la variación en la irradiancia, la dinámica glacial, junto con la temperatura, química de carbonatos y homogeneización vertical biótica y abiótica (Larsen et al., 2014).

El macrozoobentos en la Antártica se caracteriza por tener una muy alta biomasa (Brey & Gerdes, 1997; Pabis, Sicinski, & Krymarys, 2011), diversidad (K. Jazdzewski et al., 1986; J. Sicinski et al., 2011; Jacek Sicinski et al., 2011) y abundancia (Roth & Wilson, 1998). Se han enlistado 5,800 especies (De Broyer & Danis, 2010; De Broyer et al., 2014), y se estima que hay >17 000 en toda la plataforma antártica (J. Gutt, Sirenko, Smirnov, & Arntz, 2004). Estos organismos constituyen comunidades altamente estructuradas y funcionalmente complejas (J. Gutt & Starmans, 1998; Malvé, Gordillo, & Rivadeneira, 2014). Al mismo tiempo, son consideradas como una unidad biológica relativamente homogénea, en el sentido que sus componentes comparten una historia evolutiva similar (Aronson et al., 2009; A. Clarke, Aronson, Crame, Gili, & Blake, 2004; A. Clarke et al., 2005; J. Gutt, 2007). Asimismo, existe una distribución circumpolar, sobre todo a profundidades >30m (J. Gutt, 2001), dado que bajo condiciones físicas parecidas pueden ser hallados ensamblajes faunísticos similares, lo cual es considerado un fenómeno único en la biogeografía marina (Paul K. Dayton, 1990). Sin embargo, esto dependerá de la escala y la profundidad a la cual está siendo descrita la comunidad, pues cierta heterogeneidad espacial ha sido también registrada en algunas zonas (J. Gutt, 2007; J. Gutt, Griffiths HJ & Jones C., 2013; J. Gutt & Starmans, 1998).

Más aun, se ha propuesto que existen comunidades que viven sobre el límite superior de los suspensívoros sésiles (organismos que se alimentan de la materia suspendida sobre el bentos), que están más sometidas a procesos e impactos físicos tales como disturbio de los hielos, acción del oleaje, y la irradiancia, antes que por la profundidad *per se* (J. Gutt, 2007). Dichos procesos son capaces de generar zonaciones agudas y, por ende, hacen más difusa la homogeneidad atribuida a todo el macrozoobentos antártico.

Basado principalmente en una revisión intensiva sobre el macrozoobentos antártico (W. E. Arntz et al., 1994), y adicionando algunas otras referencias representativas, es posible indicar algunos factores –considerados como constantes–que influyen sobre este componente biológico:

- *Temperaturas bajas, pero estables.*- Éstas son más constantes en el continente, mientras que la variación media anual es mayor hacia la Convergencia Antártica (A. Clarke, Holmes, & White, 1988).
- *Leves fluctuaciones en la salinidad.*- El rango normal del bentos oscila entre 34.6 – 34.9‰. Las excepciones son las áreas someras e intermareal donde las mareas, corrientes y el flujo de agua dulce proveniente de deshielos pueden causar variaciones significantes de este parámetro (Barry, 1988; Pruszek, 1980).
- *Baja contribución de sedimentos terrígenos.*- En comparación con el Ártico, los flujos de derretimiento glacial en la Antártida no aportan grandes cantidades de sedimento hacia las zonas costeras. Bajo las condiciones actuales de las plataformas de hielo esto es más notorio para sedimento de grano fino.
- *Aislamiento por las profundidades oceánicas, por el sistema de corrientes circumantárticas y por la Convergencia Antártica.*- A estos mecanismos vicariantes se les atribuye la relativa constancia en las condiciones del Océano Sur (White, 1984).

Mientras que los factores más fluctuantes son:

- *Procesos sedimentológicos.*- Un desenlace inevitable al derretirse estos hielos es el ingreso de agua dulce en la columna de agua. Si se trata de un flujo intenso en aguas someras, finalmente genera resuspensión de los sedimentos, fenómeno que suele estudiarse con trampas de sedimento (Berkman, Marks, & Shreve, 1986; Gardner, 1980; Zajackowski, 2002). Cuando no hay cobertura de hielo la resuspensión y deposición del sedimento está influenciada por las olas (formadas por el viento), y cuando sí la hay, por hielos ancla y corrientes (Berkman et al., 1986). El efecto de los procesos

sedimentológicos sobre el bentos antártico es restringido al 5–8% de línea de costa que permanece sin congelarse (J. Gutt, 2001), donde se desarrolla una verdadera zonificación intermareal (Kristensen, 1983). Así, en zonas donde el disturbio por hielos es severo, las comunidades bentónicas se sostienen en etapas tempranas de sucesión, dominadas por consumidores secundarios móviles (Smale, 2007).

- *Hielos ancla.*- Esta es una fuente importante de variación física la cual permitió zonificar la fauna hasta ~30m, caracterizada por la presencia de una haloclina (P.K. Dayton, Robilliard, Paine, & Dayton, 1974; Paul K. Dayton, Robilliard, & Painte, 1970).
- *Raspado de hielos.*- Este proceso describe la abrasión del sustrato rocoso y el desplazamiento de sedimentos a causa del movimiento de los hielos (Pugh & Davenport, 1997). Han sido registrados raspados de hasta 300m, dependiendo de la longitud de quilla del hielo.
- *Plataformas de hielo.*- Conforme cambian las estaciones, cuando las plataformas aumentan su volumen, suprimen la fauna bentónica debajo de ellas y crean condiciones impredecibles debido a la extensión espacio-temporal y el desprendimiento de témpanos. Puntos de muestreo cercanos, pero fuera de los bordes de las plataformas, suelen sustentar baja riqueza de taxa. Sin embargo, grupos como los moluscos, exhiben un comportamiento contrario de riqueza. Organismos necrófagos, como lo son muchos gammáridos e isópodos, han sido hallados aprovechando las carcasas de diferentes organismos que quedan atrapadas bajo los hielos. Cuando ciertas plataformas colapsan se han encontrado organismos móviles (como Amphipoda y Ophiuroidea) y sésiles (Hidrozoa y Tunicata), éstos últimos en menores densidades.
- *Variación de las corrientes y patrones de circulación.*- Las corrientes de fondo determinan el tamaño de grano sedimentológico (Berkman et al., 1986), asimismo la variación en sus velocidades y dirección influyen sobre la productividad del bentos (Barry & Dayton, 1988). La intensidad de corriente puede determinar la presencia o ausencia de ciertos grupos de organismos. Así, las esponjas hexactinélidas toleran fuertes corrientes a determinadas profundidades, siempre y cuando no se den procesos masivos de enterramiento (donde p.ej. los briozoarios suelen ser más exitosos).

El macrozoobentos está intrínsecamente relacionado con el sustrato que lo rodea. En fiordos glaciomarinos es común encontrar sustratos de grano pequeño a causa de los procesos sedimentarios que en éstos suceden (Howe et al., 2010). El sedimento puede ser clasificado en (Buchanan, 1984): arcilla ($\leq 2\mu\text{m}$), limo ($2 - 63\mu\text{m}$), arena ($63\mu\text{m} - 2\text{mm}$), grava ($2 - 64\text{mm}$), rocas ($64\text{mm} - 2\text{m}$) y macizos rocosos ($>2\text{m}$) (Blott & Pye, 2001). El tipo de sedimento suele ser tomado como factor determinante en comunidades macrozoobentónicas a nivel global. Sin embargo, en la Antártica intervienen otros factores como la dinámica de la criósfera, velocidad y dirección de vientos y corrientes (J. Gutt, 2007). Se ha evidenciado que la intensidad de las corrientes de fondo suelen determinar el tamaño de grano de los sedimentos (Dunbar, Anderson, & Domack, 1985), tal es así que esta última variable puede ser usada como proxy para elucidar la intensidad de corrientes en tiempos pasados (Dunbar et al., 1985).

2.2 GRUPOS FUNCIONALES

Para identificar a un organismo es necesario someterlo al enfoque taxonómico. Dicho enfoque cumple a cabalidad sus propósitos cuando se quiere conocer la estructura comunitaria. Sin embargo, suele presentar ciertas limitaciones cuando se desea ir más allá en estudios ecológicos, al pretender asociar el componente abiótico con el biótico. Es cierto que el enfoque sistemático ha sido capaz de detectar respuestas de taxones individuales a disturbios ecológicos (Beukema, Flach, Dekker, & Starink, 1999); sin embargo, es difícil confirmar cuál de las funciones es la que causa dicha respuesta.

La inclusión de las funciones de los organismos en estudios de biodiversidad es un enfoque reciente (Bremner et al., 2003; Schleuter, Daufresne, Massol, & Argillier, 2010). La función con la que un organismo se desenvuelve en su nicho ecológico realizado (bajo la definición de George E. Hutchinson (Hutchinson, 1957)), tomando en cuenta qué, cómo y dónde lo hace, es más importante –desde un ángulo ecológico– que su misma identidad taxonómica (Jumars, Dorgan, & Lindsay, 2014). Los caracteres funcionales son características bioquímicas, fisiológicas, estructurales, fenológicas, de comportamiento o de trofismo, expresadas en fenotipos de organismos individuales. Estos fenotipos deben ser considerados relevantes para su respuesta al ambiente y/o efectos sobre las propiedades del ecosistema (Díaz et al., 2013; Violle et al., 2007). En este sentido, los caracteres de historia de vida de los organismos determinan la respuesta de su población frente a procesos y dinámicas ambientales (Cheung et al., 2009; J. Gutt et al., 2012; King & McFarlane, 2003).

Un carácter funcional puede ser definido como todo aquél que tiene impacto indirecto sobre el \odot fitness del individuo y población, a través de sus efectos en crecimiento, reproducción y supervivencia (Violle et al., 2007). Estos caracteres pueden ser considerados análogos a los agentes de convergencia definidos por Hermann von Meyer (von Meyer, 1861). Dichos agentes son capaces de explicar un mosaico de similitudes que han evolucionado por separado en distintos linajes (evolución convergente). Analogando este término a lo abordado en la presente tesis, podemos considerar caracteres funcionales similares como el producto de una convergencia funcional (Wendt, 1971).

La hipótesis aseguradora (*Insurance hypothesis*) propone que las especies o fenotipos funcionalmente redundantes en procesos ecosistémicos en determinado espacio-tiempo podrían desarrollar luego una complementariedad temporal dadas las respuestas asincrónicas que éstos muestran frente a las fluctuaciones ambientales (Loreau et al., 2002; Loreau, Mouquet, & Gonzalez, 2003). A pesar de ser menos evidentes al analizar escalas pequeñas, es importante empezar a ver la imagen cambiante según enfoques funcionales. Éstos fueron inicialmente tomados en cuenta, analizando las funciones tróficas, tales como los mecanismos de alimentación (Fauchald & Jumars, 1979; Jumars et al., 2014). Este enfoque es considerado más dirigido, pues es capaz de determinar a los ganadores y perdedores frente a retos ambientales, y moldear las consecuencias de su respectivo destino adaptativo basándose en su rol trófico dentro del ecosistema (Jumars et al., 2014).

Un gremio trófico (traducido a partir de la descripción de Richard Root: *Genossenschaften* (Root, 1967)), también conocido como grupo funcional trófico, se define como un grupo de especies que explotan el mismo tipo de recurso ambiental y lo incorporan mediante el mismo mecanismo (Pianka, 1980; Riisgård & Kamermans, 2001). Los grupos funcionales tróficos deben reflejar las relaciones tanto de los predadores como del recurso (presas) y centrar su atención en gremios en competencia \odot simpátrica, independientemente de su relación taxonómica (Simberloff & Dayan, 1991). En este sentido, los grupos funcionales tróficos representan una arena de intensa competencia intragremial en sus respectivas comunidades, exhibiendo una fuerte interacción dentro de cada gremio, pero una débil entre miembros de distintos gremios (Pianka, 1980). Este concepto de gremio trófico está asociado al de trofoespecie, el cual incluye taxones que tienen dietas y predadores similares (Yodzis & Winemiller, 1999); sin embargo, este término no implica posicionar al organismo en cuestión dentro de un nivel trófico (Rhoads & Young, 1970).

Un agrupamiento por funciones particulares es útil e indispensable para responder cuestionamientos al nivel de ecosistemas y para realizar modelamiento trófico o ecológico en general (Loreau & de Mazancourt, 2013; Loreau et al., 2001; Padilla & Allen, 2000). Estudios basados en estos conceptos han sido considerados potencialmente capaces de predecir una composición trófica esperada, por ejemplo, asumiendo *a priori* los tipos de poliquetos que existirían dadas ciertas características en el ambiente (Fauchald & Jumars, 1979; Jumars et al., 2014).

Las trofoespecies, definidas a través del **Modo de Alimentación**, pueden ser clasificadas de la siguiente manera (Macdonald, Burd, Macdonald, & van Roodselaar, 2010):

- Depositívoros (*De*): Ingieren sedimento y utilizan los componentes vivos (p.ej. bacteria, fungi, microalgas y microfauna). Es uno de los modos alimenticios cuyas comunidades son consideradas poco homogéneas según la composición de especies. Asimismo son organismos capaces de modificar notablemente el sustrato en el que viven, inhibiendo muchas veces el asentamiento de otros o siendo partícipes de una competencia intergremial (amensalismo) (Rhoads & Young, 1970).
- Detritívoros (*Dt*): Ingieren únicamente materia particulada, sin sedimento. En fiordos glaciomarineros muchos de estos organismos se alimentan del fitodetritus derivado de las macroalgas. Suelen formar parte de este grupo algunos isópodos, anfípodos, ostrácodos y picnogónidos (J. Sicinski et al., 2011).
- Suspensívoros (*Su*): Organismos que forman comunidades altamente estructuradas, con distribución en parches. Sus mayores representantes en las comunidades bentónicas antárticas son los briozoos, esponjas, algunas ascidias y ciertos cnidarios. Todos los organismos previamente mencionados contribuyen en la estructura tridimensional de sus comunidades. La clasificación puede incidir en suspensívoros activos o pasivos, capturando de una u otra forma partículas orgánicas no vivas y organismos vivos (J. Gutt, 2007). Son sumamente dependientes de la disponibilidad de alimento suspendido en la columna de agua y de las corrientes que permiten la renovación de éste (Orejas et al., 2000), pues no son capaces de hacerlo mediante locomoción propia (J. Gutt, 2007). Son organismos sumamente importantes en la transferencia energética de la columna de agua hacia el bentos (Gili, Coma, Orejas, López-González, & Zabala, 2001).

- Filtradores (*Ft*): Estos organismos se benefician del fitodetritus bombeando el agua a través de un circuito interno de intercambio. Este mecanismo los hace más eficientes que los suspensívoros (a excepción de los suspensívoros activos) bajo flujos hidrodinámicos moderados.
- Predadores (*Pr*): Se alimentan de animales vivos. Son considerados como tales los asteroideos, priapúlidos, nemertinos, nudibranchios y algunos gammáridos (J. Gutt, 2007). Muchos predadores bentónicos dependen de presas pelágicas, haciendo que el acoplamiento bento–pelágico tome un rol importante en esta región (Mintenbeck, 2008).
- Necrófagos (*Sc*): También llamados carroñeros. Son consumidores secundarios que tienen abasto de alimento más constante que el de los consumidores primarios. Esto ocasiona que tanto la fisiología de este grupo funcional trófico como el de los predadores exhiban pequeñas variaciones estacionales. (Obermüller, Truebano, Peck, Eastman, & Morley, 2013).
- Ramoneadores (*Gz*): Estos organismos operan mediante el raspado de algas o animales sésiles. Dada su ubicación en la trama trófica, este grupo tiene niveles menores de nitrógeno (por ende, proporción Carbono:Nitrógeno (C:N) mayores).

Muchos organismos suelen ser más versátiles y utilizan modos mixtos de alimentación (Riisgård & Kamermans, 2001) de acuerdo con su capacidad de desenvolverse como oportunistas. Esto es promovido por el grado de variabilidad y estacionalidad del ambiente en el que viven (Obermüller et al., 2013), al hacer que determinado recurso prospere o sea escaso según periodos.

Los factores que gobiernan la distribución de los grupos funcionales tróficos definen –a su vez y hasta cierto grado– a la estructura comunitaria. La abundancia y distribución de estos grupos están correlacionadas con los factores físicos del biotopo (Roth & Wilson, 1998). Sin embargo, a pesar de ser un enfoque que provee enlaces más fuertes entre las especies y las funciones ecosistémicas, el hecho de reducir los taxones a una clasificación con menor número de grupos representa una pérdida importante de información ecológica (Charvet, Kosmala, & Stutzner, 1998). Otra falencia al aplicar únicamente el enfoque trófico es que no considera interacciones fuera de las tróficas, dejando de lado ciertas funciones ecológicas que son también importantes en la estructuración y retroalimentación global del ecosistema.

Es comúnmente asumido que la diversidad funcional tiene mayor capacidad predictora que la diversidad de especies, tanto para el funcionamiento y productividad ecosistémica, como para la vulnerabilidad frente a disturbios ecológicos (Schleuter et al., 2010). Por esto, el objetivo del enfoque funcional es utilizar cuantas funciones se conozcan de un mismo organismo para que éste sea analizado bajo distintas ópticas (a lo que preliminarmente se denominaría canales funcionales). Todos estos canales en conjunto determinan el funcionamiento y la dinámica comunitaria y del ecosistema (Loreau & de Mazancourt, 2013; Loreau et al., 2001; Wang & Loreau, 2014).

Para esto es necesario continuar la agrupación de los taxones según sus características y preferencias tróficas, como también otros caracteres morfológicos y de respuesta al ambiente. En este caso, haciendo extensivo la disgregación según el trofismo se puede obtener data de la **Fuente** y el Tipo del Alimento.

El alimento puede ser obtenido entonces de tres fases del bentos:

- Superficie (*SF*): Fase superior propia del bentos.
- Subsuperficie (*SS*): Fase inferior del bentos, a continuación de la superficie. Tanto en esta como en la anterior se desarrolla la infauna bentónica.
- Epibentos (*EP*): Interfaz entre el bentos y la columna de agua. Se halla en relación directa con el fondo, pero no pertenece a él.

Por otro lado, bajo el **Tipo de Alimento**, los organismos pueden ser clasificados como:

- Herbívoros (*He*): Consumidores primarios, se alimentan de organismos vegetales (p.ej. fitoplancton y macroalgas).
- Carnívoros (*Ca*): Consumidores secundarios, se alimentan de otros animales.
- Omnívoros (*Om*): Consumen ambos de los previamente descritos.

Para continuar esta disgregación por canales funcionales, es importante considerar aspectos de distribución. Estas funciones son aquellas que permiten a un organismo desplazarse (o no) a través del mosaico ambiental. Pueden ser separadas según el grado de Motilidad y el Estilo de vida al cual está adaptado.

Los grados de **Motilidad** pueden ser divididos en:

- Muy móviles (*M*): Capaz de movilizarse notablemente, su locomoción puede ser rápida. Los consumidores móviles suelen actuar como especies claves al ser capaces de moverse hacia parches localizados donde hallan su alimento. Esta motilidad, al sumársele su comportamiento efectivo de forrajeo, suele producir una fuerza homogeneizadora llevando a una reducida variación espacial en el ensamblaje comunitario (Levinton & Kelaher, 2004).
- Discretamente móviles (*D*): Movilidad más limitada que la anterior, locomoción lenta.
- Sésiles (*S*): Organismos que una vez fijados en sus estadios larvales no pueden cambiar su superficie de adhesión. Su distribución ha sido asociada a la profundidad, hallándoseles con poca frecuencia en locaciones muy someras (Bremner et al., 2003).

La capacidad para moverse determinará luego el **Estilo de vida**:

- Vida libre (*L*): Viven en la superficie, aunque también son capaces de reptar y nadar a propulsión.
- Excavadores (*P*): Organismos sedentarios, viven enterrados.
- Tubícolas (*T*): Viven en los tubos que ellos mismos estructuran.
- Incrustantes (*I*): Requiere una superficie de adhesión amplia. Mayormente lo son las ascidias coloniales y los briozoos.
- Adheridos (*A*): Se adhieren a sustratos duros, y tan solo requieren un punto de fijación. Como las ascidias solitarias y esponjas calcáreas.
- Parásitos (*X*): Se alimentan directamente del hospedero o lo utilizan para acceder fácilmente a su recurso.

2.3 ENSENADA MACKELLAR: HIDROGRAFÍA, GEOMORFOLOGÍA Y DINÁMICA

La Isla Rey Jorge (Figura 1–A), ubicada hacia el extremo de la Península Antártica, es la isla de mayor superficie del sector geográfico de las Islas Shetland del Sur (Rakusa-Suszczewski, 1995), sector considerado como una de las áreas antárticas más intensamente muestreadas (D. Barnes et al., 2008; J. Gutt, Griffiths HJ & Jones C., 2013; Meredith & King, 2005; Pabis, Hara, Presler, & Sicinski, 2014; J. Sicinski et al., 2011).

Esta isla, también conocida como ‘25 de Mayo’ y/o ‘Waterloo’, tiene registrada en sus estratos terrígenos grava del Eoceno y granos de arena que evidencian una dinámica glacial y depósitos glaciomarineros (Birkenmajer, 1988). Asimismo los estratos del Cenozoico en esta isla muestran una secuencia de alternación entre eventos glaciales e interglaciales (Birkenmajer et al., 2005).

Las condiciones hidrológicas están determinadas por el intercambio de aguas provenientes del Estrecho de Bransfield (Rakusa-Suszczewski, 1995; Sarukhanyan & Tokarczyk, 1988), por la escorrentía del agua fresca continental y procesos locales característicos de los fiordos (Pichlmaier, Aquino, Da-Silva, & Braun, 2004; Rakusa-Suszczewski, 1995). Se ha evidenciado la presencia de dos masas de agua constantes cuyo límite mutuo suele variar entre los 15 y 35m de profundidad (Sarukhanyan & Tokarczyk, 1988): la principal y más profunda mencionada anteriormente es también más homogénea; mientras que la otra es más angosta y más diferenciada debido a la dinámica glacial y a los hielos flotantes. La Bahía exhibe un patrón de mareas semidiurno irregular, y éstas no superan un máximo de ~2.5m. La dinámica de las olas es causada, principalmente, por las celdas locales de vientos (Pruszek, 1980).

La salinidad puede variar desde 33.9‰ en la superficie, 34‰ a 25m de profundidad y 34.5‰ en el fondo (500m). Las variaciones sutiles de este parámetro, producidas comúnmente por el flujo glacial de agua dulce, no tienen efecto significativo en el aumento de la gradiente de densidad (Pruszek, 1980).

Esta Bahía trifurcada tiene un profundo canal principal con máxima profundidad >600m y tres ensenadas (Figura 1–A) : Ezcurra, Mackellar y Martel (nombradas en dirección Oeste–Este) (Robakiewicz & Rakusa-Suszczewski, 1999). Las variadas líneas de costa, junto con la configuración pronunciada de sus fondos y los numerosos glaciares (representando aproximadamente 40Km de la línea de costa), proveen a la bahía de una amplia variedad topográfica para comunidades bentónicas y pelágicas

(Pruszek, 1980; J. Sicinski et al., 2011). Asimismo, está provista de perfiles sedimentológicos variados donde predomina el fósforo en forma de detritus (39–70%). Los sedimentos de limo y arcilla (grano pequeño) predominan en estas ensenadas (en promedio, Martel: 20 μ m; Mackellar: 29 μ m; Ezcurra: 26 μ m (Deflandre et al., 2013)) mientras que hacia la parte central de la Bahía predominan fondos arenosos y gravosos (grano grande) (Berbel & Braga, 2013; Pabis, Hara, et al., 2014). Los ciclos minerales dentro del geoecosistema antártico representan al tercer sistema en importancia dentro de la cuenca de drenaje de la Bahía de Almirantazgo, precedidos por los sistemas climático e hidrológico (Zwolinski, 2007a).

Las mencionadas características hacen que esta zona se comporte como un fiordo glaciomarino (Rakusa-Suszczewski, 1995; Zwolinski, 2007a, 2007b). Los procesos ocurrentes en ecosistemas polares son claves para comprender la contrastante reacción polar–tropical, y elucidar sobre la estabilidad y cambios potenciales en la biósfera frente un escenario climático sumamente cambiante (J. Gutt et al., 2013). Esta naturaleza le confiere a la Bahía de Almirantazgo (y reduciendo la escala, a la Ensenada Mackellar) la capacidad de ser asignada como un centinela del cambio climático, dado que –como fiordo antártico– está sometido a muy intensas gradientes de \odot disturbio ecológico, estructura trófica inusual, poblaciones genéticamente aisladas y refugio para especies adaptadas al frío (Brandt & Gutt, 2011; A. Clarke, Griffiths, Linse, Barnes, & Crame, 2007; Downey, Griffiths, Linse, & Janussen, 2012; Grange & Smith, 2013; Krzyztof Jazdzewski, Weslawski, & De Broyer, 1995; Kaiser et al., 2013; Roth & Wilson, 1998; Thrush, Hewitt, Cummings, Norkko, & Chiantore, 2010; Weslawski et al., 2011).

Las transformaciones del paisaje a nivel topográfico son fenómenos comunes en las zonas periglaciares de los ecosistemas polares (Zwolinski, 2007a). Dentro de los procesos hidrodinámicos hay algunos de particular interés que actúa sobre el moldeamiento de ensamblajes comunitarios: la resuspensión del sedimento y los consecuentes procesos de colmatación (Pabis, Kedra, & Gromisz, 2014). Sucede que en el ambiente marino los cambios en la cantidad y distribución de la materia suspendida intervienen muy fuertemente sobre procesos físicoquímicos, biológicos, sedimentarios, *inter alia*. Estos procesos de advección y de transporte pasivo regulan –a pequeña y mediana escala– la disponibilidad de alimento para organismos bentónicos (Orejas et al., 2000). Las variaciones en la densidad del \odot seston a dichas escalas determinan asimismo la densidad de comunidades suspensívoras (Coma, Ribes, Gili, & Zabala, 1998). El derretimiento de los glaciares causa perturbación a diferentes niveles (J. Gutt, 2001; Pabis et al., 2011; Smale & Barnes, 2008; Zwolinski, 2007a): la sedimentación mineral junto al flujo de agua dulce, la poca estabilidad del sedimento y la alta turbidez del agua, generan oscilaciones en las salinidades y demás variables

físicoquímicas de importancia biológica (temperatura, densidad del agua, oxígeno y pH).

Existe un registro en aguas costeras de la Bahía de Almirantazgo, durante el verano austral de 1978–1979, donde el rango de materia resuspendida se estableció entre 4.1 – 182.6 mg l⁻¹ (promedio 44.1 mg l⁻¹) (Pecherzewski, 1980). Estos valores quintuplican los obtenidos para aguas abiertas antárticas, y son diez veces mayores a los valores globales (Lisicin, 1974). Esta notable diferencia es dada por la proximidad a los glaciares (Pichlmaier et al., 2004), cuyo derretimiento es mayor durante el verano austral, habiendo alcanzado niveles sin precedentes durante los últimos 1000 años (Abram et al., 2013). Tal es así, que en dicho periodo el flujo diario estimado de materia suspendida puede alcanzar ~2×10³ toneladas por día, y en la escala anual puede alcanzar ~240×10³ toneladas, conteniendo en su mayoría fracciones de origen mineral (Pecherzewski, 1980). La alta variabilidad de este parámetro es la principal causa de fluctuación de la profundidad a la cual penetra la luz solar (Pichlmaier et al., 2004) y, consecuentemente, tiene efecto sobre la productividad primaria (Rakusa-Suszczewski, 1995; Robakiewicz & Rakusa-Suszczewski, 1999).

La resuspensión del sedimento (y su consecuente deposición) puede ser generada por múltiples fuerzas vectoriales en distintos momentos: tales como la dirección y la velocidad de los vientos (las cuales a su vez provocan corrientes superficiales) durante tiempos de aguas abiertas (verano austral), como por el efecto de los hielos ancla (comunes durante los inviernos australes) (Berkman et al., 1986). Éste último es el mecanismo alterno que abastece de fuentes minerales a la comunidad macrozoobentónica cuando procesos como la fotosíntesis son menguados durante los tiempos de máxima cobertura de los hielos.

La Ensenada Mackellar está sometida a la acción de los nombrados procesos estacionales –tanto físicos como hidrodinámicos– del glaciar Domeyko (Figura 1-D), cuyos efectos no han sido medidos directamente; sin embargo se sabe que la velocidad de su flujo glacial puede alcanzar los 3 m/año (QGIS). La influencia de dichos efectos puede ser evaluada indirectamente a través del análisis del macrozoobentos, basándose en que la composición biótica es el producto de un intercambio y participación abiótica previa. Sumándose a ello, este componente faunístico resulta ser bastante explicativo al momento de considerárselo dada su movilidad limitada (en contraste con la movilidad atribuida a los organismos pelágicos).

A pesar que se han desarrollado estudios con la orientación de grupos funcionales en la Bahía de Almirantazgo (J. Sicinski et al., 2011; Jacek Sicinski et al., 2011), en el preciso caso de la Ensenada Mackellar éstos no han sido tomados en cuenta. Sin embargo, existe un antecedente (Moreno, Pacherrres, & Indacochea, 2014), en cuyo análisis únicamente se incorporó un componente del grupo funcional trófico (el de Modo de Alimentación). La presente tesis es una actualización que indaga aún más sobre la funcionalidad de la comunidad de este fiordo glaciomarino.

2.4 CAMBIO CLIMÁTICO Y EL CONTINENTE ANTÁRTICO

“En los dilatadísimos cursos de tiempo del pasado tiene que haberse alterado el estado físico de la tierra en virtud de modificaciones lentas e imperceptibles”.

~Charles Lyell (Lyell, 1835)

El cambio climático (CC) forma parte de una oscilación de variables climáticas que se desarrolla en las mayores escalas espacio–temporales del sistema Tierra (Hoegh-Guldberg et al., 2014). Estas oscilaciones son perceptibles en distintos subsistemas, tales como la Hidrósfera, Atmósfera, Criósfera y –por ende– la Biósfera (Constable et al., 2014; Convey et al., 2012b; Hoegh-Guldberg et al., 2014; Larsen et al., 2014; Saucède, Pierrat, Danis, & David, 2014; Turner et al., 2009). El sistema climático global puede ser considerado como una máquina, siendo las áreas de bajas latitudes las fuentes de calor y las regiones polares las disipadoras del mismo (Turner et al., 2009); dentro de éstas, la región polar austral –la Antártica– ha sido y es un importante regulador climático.

El Cenozoico antártico posee un registro clave sobre el dinamismo en el clima global, sobre todo durante el límite Eoceno–Oligoceno (~34 MA) que dio lugar a una importante reorganización del continente (DeConto, 2003), un severo desenlace del cambio climático. La Península Antártica experimentó un óptimo de temperatura en el Holoceno temprano (periodo interglacial), seguido por un largo intervalo de ~ 2500–9200 años de temperaturas estables similares a las de hoy. Sin embargo, mientras el calentamiento de la Península Antártica Noreste inició hace cerca de 600 años, su acelerada tasa durante el último siglo es inusual usando como referencia a la variabilidad climática natural de los últimos dos milenios (A. Clarke, Murphy, Meredith, King, & Peck, 2007; Meredith & King, 2005; Mulvaney et al., 2012).

Asimismo, los océanos –el mayor componente de la hidrósfera– desempeñan un rol importante en el clima del sistema Tierra. Éstos han absorbido el 93% de la energía extra del efecto invernadero y aproximadamente 30% de las emisiones CO₂ atmosférico de origen antropogénico (Hoegh-Guldberg et al., 2014; Sigman, Hain, & Haug, 2010). Durante el periodo 1951–2010, el calentamiento oceánico fue mayor en la superficie; mientras que a los primeros 75m de profundidad se ha exhibido un alza de 0.11°C por década (IPCC, 2013). En el caso de la Corriente Circumpolar Antártica (ACC), se ha exhibido un calentamiento mayor equivalente al doble de la tasa promedio global calculada para los 1000m de profundidad (A. Clarke, Murphy, et al., 2007).

A escala geológica nos hallamos actualmente en un periodo interglacial. El cambio climático actual está impactando negativamente los ecosistemas polares, dentro de ellos, la Antártica. Dada su extensión espacial, todo el continente no responde de manera uniforme a este cambio (Larsen et al., 2014), tal es así que en los últimos 50 años en la región Península Antártica se ha registrado un rápido calentamiento asociado con el colapso de plataformas de hielo y una acelerada pérdida de masa glaciar (A. Clarke, Murphy, et al., 2007; Meredith & King, 2005; Mulvaney et al., 2012; O'Cofaigh et al., 2014; Zwolinski, 2007b). Es justamente esta región junto con las islas antárticas marítimas, las zonas previstas como los sistemas acuáticos más vulnerables (Larsen et al., 2014; Meredith & King, 2005).

La influencia del cambio climático puede disgregarse en vectores que impactan desde distintos ángulos a los diferentes componentes del sistema. Por nombrar algunos:

- Cambios en la estructura y función de las comunidades (Smale & Barnes, 2008)
- Cambios en los patrones biogeográficos (Saucède et al., 2014), rangos (D. Barnes, Griffiths, & Kaiser, 2009) y límites de tolerancia (Cheung et al., 2009; J. Gutt et al., 2013) de los organismos.
- Pérdidas graduales de riqueza de especies (Loreau et al., 2001), al ver sobrepasados estos límites.
- Respuestas biológicas al cambio, resiliencia de los organismos (Convey et al., 2012a).

El impacto antropogénico, desde escala local hasta la global, no sólo causan un declive en la diversidad, sino también cambios funcionales predecibles cuando ensamblajes de especies de determinados rasgos y caracteres son reemplazadas con otras de funcionalidades distintas (Loreau et al., 2001).

En ambientes estacionales, factores como la temperatura, la disponibilidad del alimento, y –sobre todo en esta área – el régimen lumínico solar afectan la variación temporal de la fisiología y la energética de invertebrados marinos (W. E. Arntz et al., 1994; Obermüller et al., 2013). Todos estos eventos determinan la composición de las comunidades del macrozoobentos (Thrush et al., 2010) y, finalmente, su respuesta trófica y distribucional (Aronson et al., 2009). El conocimiento de esta respuesta es esencial para la identificación de cuellos de botella y de compartimentos tróficos vulnerables, para determinar de este modo la respuesta del ecosistema frente a las alteraciones potenciales en esta zona (Mintenbeck, 2008).

El calentamiento es un hecho en todos los niveles hasta ahora expuestos; más aún, las comunidades marinobentónicas en aguas costeras someras son las más susceptibles a los efectos de la dinámica glaciaria (Constable et al., 2014; Meredith & King, 2005; Smale & Barnes, 2008). Asimismo, la estricta naturaleza de estenotermos posiciona a los organismos de estas comunidades en un estado de riesgo frente los efectos acarreados por la tendencia actual del cambio climático (Aronson et al., 2009; Aronson et al., 2007). Por esto, evaluar comunidades sometidas a estas presiones ecológicas sirve como diagnóstico rápido para relacionarlos con la dinámica actual, de modo tal que se puedan generar aproximaciones e hipótesis de escenarios futuros (Turner et al., 2009). Un modo de hacer esto es caracterizar y describir la distribución espacial de una comunidad potencialmente susceptible bajo el enfoque de los roles y funciones que desarrollan cada uno de sus componentes faunísticos (J. Gutt, 2007; Paganelli et al., 2012; Roth & Wilson, 1998; J. Sicinski et al., 2011).

El SCAR (Comité Científico para la Investigación Antártica) señala que la Bahía de Almirantazgo es un área de particular interés para el CAML (Censo de la Vida Marina Antártica), y lo demuestran sus casi cuatro décadas de investigación en ella (J. Sicinski et al., 2011). Asimismo, el SCAR recomienda integrar enfoques tales como el sistemático, fisonómico, filogeográfico y funcional, para comprender mejor los procesos de ‘ecoregionalización’ (Koubbi et al., 2014). Realizar el tipo de investigación presentada en este manuscrito permite una complementariedad con los objetivos de los comités científicos mencionados, en vista de que esta zona requerirá una protección legal especial posterior.

Dentro del contexto del cambio climático global y el calentamiento observado en la región, el enfoque utilizado en este estudio puede ser capaz de diagnosticar, de forma funcional, cambios en la comunidades bentónicas marinas, pues se guía de roles y funciones (incluyendo trofismo y distribución) mas no únicamente de su composición según especies.

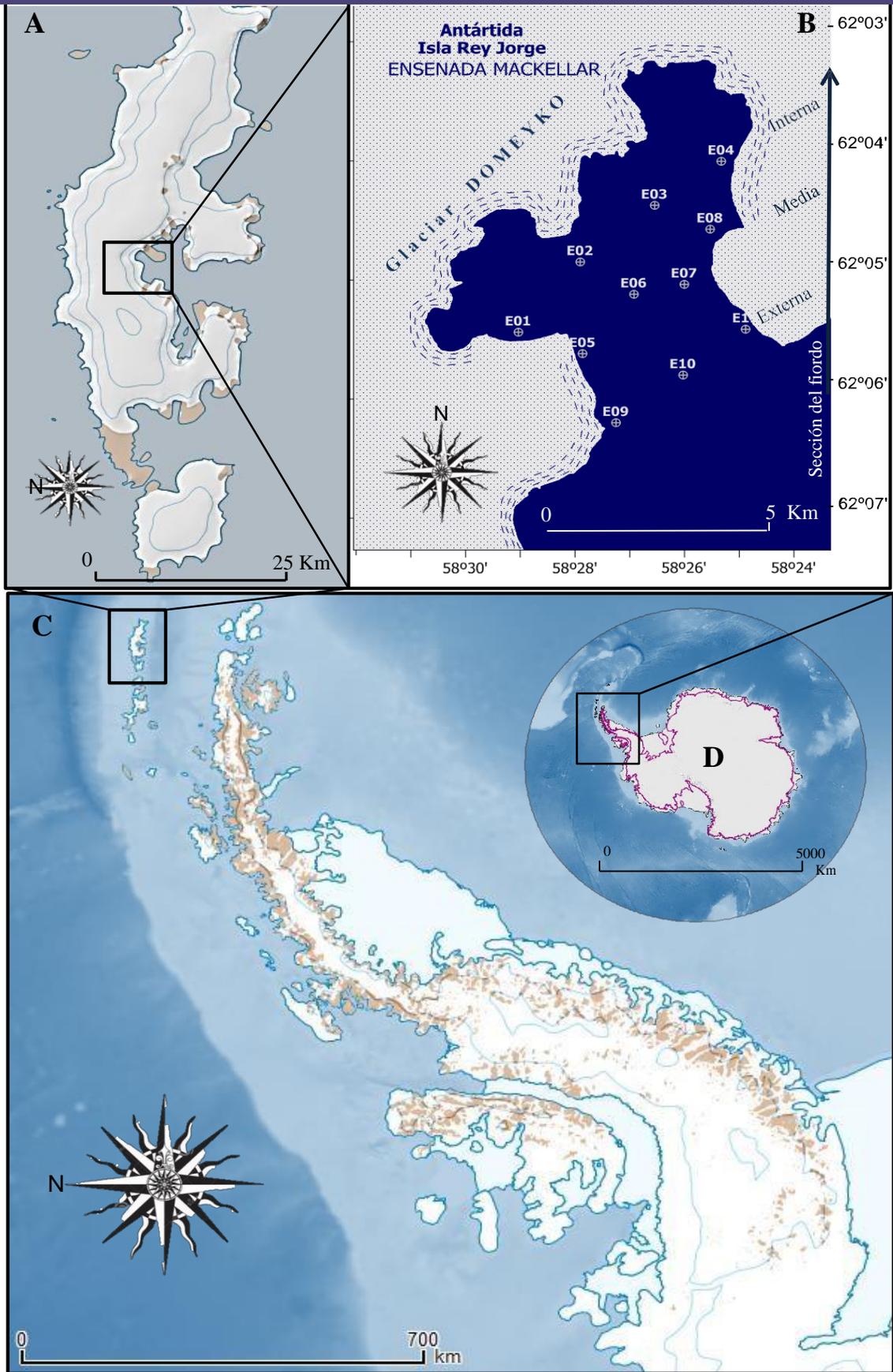


Figura 1: Ubicación exacta de la zona y estaciones de muestreo. Ampliaciones desde A) Isla Rey Jorge; B) Ensenada Mackellar; C) Península Antártica; D) Continente Antártico.

2.5 INTERROGANTE DE INVESTIGACIÓN, HIPÓTESIS Y OBJETIVOS

Interrogante.-

¿Es el enfoque funcional un mejor método de análisis comunitario para el macrozoobentos antártico, si lo contrastamos con el taxonómico?

Hipótesis Nula.-

H₀: No existe diferencia explicativa entre el análisis comunitario al aplicar el enfoque taxonómico o el funcional.

Hipótesis Alterna.-

H_a: Existe diferencia explicativa entre el análisis comunitario al aplicar el enfoque taxonómico o el funcional.

Objetivo General.-

Caracterizar y analizar la composición y distribución espacial del macrozoobentos mediante la aplicación de los enfoques taxonómico y funcional.

Objetivos Específicos.-

- Determinar la composición del macrozoobentos según el enfoque taxonómico.
- Clasificar a cada taxón de la comunidad del macrozoobentos según cada uno de los componentes incluidos en los denominados grupos funcionales.
- Establecer criterios ordenados de evaluación, asignación de grupos funcionales e interpretación de resultados para futuras evaluaciones que utilicen el mismo enfoque.
- Comparar y relacionar las abundancias y dominancias de los grupos funcionales de acuerdo con las variables ambientales.

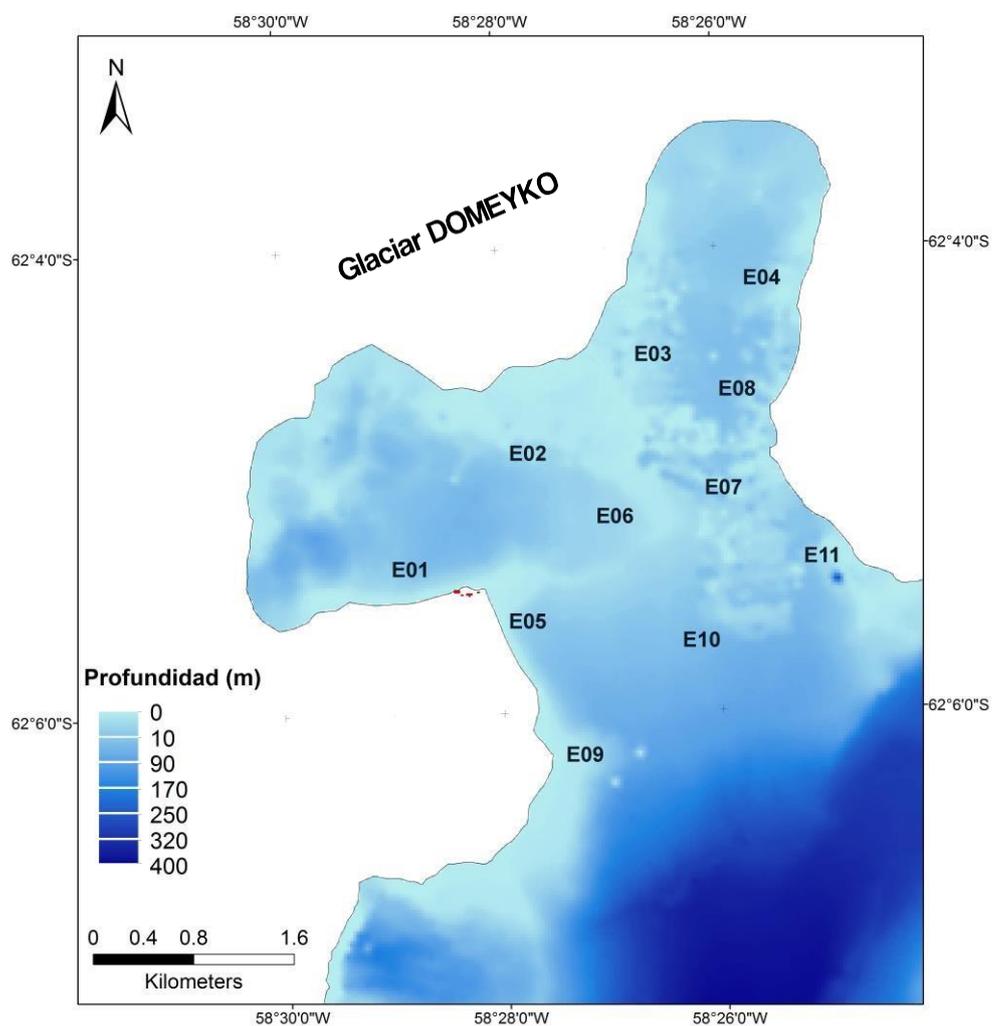


Figura 2: Batimetría de la Ensenada Mackellar obtenida a partir del sondeaje realizado por la Dirección de Hidrografía y Navegación (DHN, Marina de Guerra del Perú), con la ubicación de las 11 estaciones de muestreo.

III. METODOLOGÍA Y MATERIALES

3.1 ÁREA DE ESTUDIO, MUESTREO BIOLÓGICO Y PROCESAMIENTO

Las muestras analizadas corresponden a las obtenidas durante la Expedición Científica ANTAR XXI (enero y febrero 2013) en el marco del proyecto 'Biodiversidad de macrobentos y plancton marino en la Ensenada Mackellar y la Bahía Almirantazgo, Isla Rey Jorge – Antártida'. Esta evaluación fue parte de un monitoreo que se ha venido realizando durante 6 años (incluido este verano austral 2015), la cual considera a distintos componentes bióticos y abióticos. El primero de estos componentes fue muestreado mediante el dragado en 11 estaciones (Figura 1-B). En cada una de éstas se realizaron 3 lances con una draga van Veen (0.05m²), obteniendo finalmente un total de 33 lances. Previo tamizado (500µm), las muestras fueron fijadas en formol (10%) para su posterior identificación.

3.2 IDENTIFICACIÓN TAXONÓMICA

Para obtener la composición del macrozoobentos, primero se reconocieron los organismos hasta el taxón más específico posible. Para esto, se trabajó juntamente con un grupo de profesionales de la Universidad Nacional Mayor de San Marcos y Universidad Científica del Sur. A lo largo de este proceso se utilizaron estereoscopios Carl ZEISS Stemi DV4.

Para la clasificación fue utilizada una amplia diversidad de literatura incluyendo: para Polychaeta (Banse & Hobson, 1974; Peter Bruggeman, 1998a; Hartman, 1964; Hobson & Banse, 1981), Amphipoda (De Broyer, 2007; LeCroy, 2002, 2004), Isopoda (Peter Bruggeman, 1998), y para otros organismos (Porifera, Bivalvia, Gastropoda, Nudibranchia, entre otros) se utilizó la guía 'Underwater Field Guide to Ross Island & McMurdo Sound' de Peter Bruggeman (Peter Bruggeman, 1998b). La nomenclatura taxonómica fue verificada y designada según 'World Register of Marine Species' (WoRMS (WoRMS, 2015)).

3.3 ASIGNACIÓN Y VALORIZACIÓN DE GRUPOS FUNCIONALES

A cada taxón identificado se le asignó un código taxonómico (Tabla 1) y códigos funcionales según los mismos criterios que desarrolló Macdonald (Macdonald et al., 2010), los cuales se encuentran especificados en la Tabla 2. Este último esquema de codificación, no solo complementa enormemente el enfoque taxonómico sino que lo transforma de modo tal que puede ser usado como herramienta para responder cuestionamientos sobre el flujo de carbono dentro del ecosistema bajo evaluación (Macdonald et al., 2010).

Tabla 1: Código taxonómico brindado a cada taxón identificado. (Ph: Phylum; SubPh: Subylum; Cl: Clase; SubCl: Subclase; O: Orden)

Código	Descripción
taxonómico	
PORIFR	Ph. Porifera
BRYOZO	Ph. Bryozoa
SIPUNC	Ph. Sipuncula
ASCDIA	SubPh. Tunicata Cl. Ascidiacea
NEMERT	Ph. Nemertea
PRIAPU	Ph. Chephalorhyncha Cl. Priapulida
CNDHEX	Ph. Cnidaria SubCl.Hexacorallia
CNDOCT	Ph. Cnidaria SubCl.Octocorallia
CNDHYD	Ph. Cnidaria Cl. Hydrozoa
POLARK	Ph. Annelida Cl.Polychaeta O.Archiannelida
POLSED	Ph. Annelida Cl.Polychaeta SubCl. Sedentaria
POLERR	Ph. Annelida Cl.Polychaeta SubCl. Errantia
OLGCHT	Ph. Annelida SubCl.Oligochaeta
MOLBIV	Ph. Mollusca Cl. Bivalvia
MOLGAS	Ph. Mollusca Cl.Gastropoda
MOLPOL	Ph. Mollusca Cl. Polyplacophora
CHEPYC	Ph. Arthropoda SubPh. Chelicerata Cl. Pycnogonida
CRTCOP	Ph. Arthropoda SubPh. Crustacea SubCl. Copepoda
CRTCUM	Ph. Arthropoda SubPh. Crustacea O. Cumacea
CRTAMP	Ph. Arthropoda SubPh. Crustacea O. Amphipoda
CRTISO	Ph. Arthropoda SubPh. Crustacea O. Isopoda
CRTTAN	Ph. Arthropoda SubPh. Crustacea O. Tanaidacea
CRTNEB	Ph. Arthropoda SubPh. Crustacea O. Nebaliacea
CRTOST	Ph. Arthropoda SubPh. Crustacea Cl. Ostracoda
ECHECH	Ph. Echinodermata SubPh. Echinozoa Cl. Echinoidea
ECHHOL	Ph. Echinodermata SubPh. Echinozoa Cl. Holothuroidea
ECHOPH	Ph. Echinodermata SubPh. Echinozoa Cl. Ophiuroidea

Tabla 2: Valores asignados a los atributos incluidos en cada uno de los componentes de acuerdo con sus estrategias de vida.

	Componente	Código	Atributo	Valor	
FUNCIONES TRÓFICAS	MODO de ALIMENTACIÓN	De	Depositívoro	1	
		Dt	Detritívoro	2	
		PrSc	Predador–necrófago	3	
		Ft	Filtrador	4	
		Pr	Predador	5	
		Su	Suspensívoro	6	
		Gz	Ramoneador	7	
		DeGz	Depositívoro–ramoneador	8	
		PrDt	Predador–detritívoro	9	
		SuDe	Suspensívoro–depositívoro	10	
		SuDeDt	Suspensívoro–depositívoro–detritívoro	11	
FUNCIONES de DISTRIBUCIÓN	FUENTE	SF	Superficial	1	
		SS	Subsuperficial	2	
		EP	Epibentónico	3	
FUNCIONES de DISTRIBUCIÓN	TIPO	Om	Omnívoro	1	
		Ca	Carnívoro	2	
		He	Herbívoro	3	
FUNCIONES de DISTRIBUCIÓN	MOTILIDAD	M	Muy Móvil	1	
		D	Discretamente Móvil	2	
		S	Sésil	3	
	FUNCIONES de DISTRIBUCIÓN	ESTILO de VIDA	L	Vida libre	1
			P	Excavador	2
			T	Tubícola	3
			I	Incrustante	4
			X	Parásito	5
			A	Adherido	6

Si el modo de alimentación de algún taxón era desconocido, se asumía que se alimentaba de modos similares a taxones congéneres o confamiliares.

Dado que en el complejo mosaico ambiental se involucran otros caracteres (Yodzis & Winemiller, 1999), este enfoque ha sido incorporado con el taxonómico, añadiéndosele también caracteres asociados al biotopo o propios del organismo, tal y como lo son el Estilo de Vida y Motilidad. Es así que se utilizó a su vez una subclasificación:

- Funciones Tróficas: A) Modo, B) Fuente, C) Tipo de Alimento
- Funciones de Distribución: D) Motilidad y E) Estilo de Vida.

El enfoque de grupos funcionales es la aplicación de un Análisis de Caracteres Biológicos (BTA, por sus siglas en inglés). Éste se basa en la asunción que organismos que no tienen relación filogenética podrían haber evolucionado con adaptaciones biológicas similares (Paganelli et al., 2012). Esto conlleva a una similitud funcional, combinada con una disimilitud taxonómica (Usseglio-Polatera, Bournaud, Richoux, & Tachet, 2000).

Los caracteres utilizados fueron elegidos tanto por su importancia en el funcionamiento del bentos como por la capacidad de reflejar respuestas significativas del organismo frente a condiciones ambientales (Bremner et al., 2003; Paganelli et al., 2012; Törnroos, 2014)

Los valores de cada atributo fueron asignados correlativamente según la abundancia que exhibieron en los resultados globales (p.ej. más abundantes: 1, menos abundantes: 11; (rango encontrado en el componente 'Modo de Alimentación')).

Se utilizó la diversidad funcional (α) como un término inclusivo capaz de describir la distribución de especies entre los grupos funcionales de la comunidad, reflejando el número de grupos (riqueza) como también la similitud que existe entre éstos. La dominancia de grupos funcionales describió el grado al cual el grupo funcional más rico dominaba la comunidad en términos de riqueza de especies (Stevens, Cox, Strauss, & Willig, 2003).

3.4 OBTENCIÓN DE DATOS AMBIENTALES

Se realizaron clasificaciones *a priori* de las estaciones (Tabla 3.), diferenciándolas según su (a) profundidad (<10m; 10–30m y >30m); y según (b) la sección del fiordo a la que pertenecían. Esta última diferenciación se hizo luego de medir las distancias lineales aproximadas de cada estación al glaciar Domeyko; utilizando el software de código abierto 'QGIS 2.4.0 – Quantarctica' (QGIS) y 'Antarctic Digital Database v.6.0' (SCAR, 2014).

3.4.1 PARÁMETROS FÍSICOQUÍMICOS

En cada estación de muestreo se obtuvieron muestras cada 5m a lo largo de la columna de agua con una botella Niskin, esto se hizo hasta una profundidad máxima de 20m.

Con el software Surfer 10 –mediante el método geoestadístico de estimación y extrapolación Krigeaje (Kriging) – se evaluaron a gran escala las isolíneas de parámetros físico–químicos como: oxígeno disuelto, temperatura, pH y turbidez a diferentes profundidades. En base a las gráficas obtenidas se pudieron verificar las diferencias abióticas iniciales entre las 11 estaciones.

Las variables Oxígeno Disuelto (O_2), Velocidad de corrientes y Temperatura (T°) fueron medidas a 20m de profundidad. Mientras que la Profundidad fue la registrada durante el dragado.

3.4.2 CORRIENTES

Con un correntómetro AANDERAA SeaGuard RCM IW se registró el perfil de corrientes (velocidad y dirección azimutal) en situaciones puntuales, es decir, registros únicos. Este instrumento también tuvo la capacidad de registrar la temperatura y salinidad en tiempo real a lo largo de un perfil vertical en la columna de agua.

3.5 PROCESAMIENTO DE DATOS Y ANÁLISIS ESTADÍSTICOS

Existen diversos métodos no paramétricos para separar y discriminar a las comunidades de las listas de especies, tales como el Análisis de Componentes Principales (PCA) y Escalamiento Multidimensional (MDS) (K. R. Clarke, 1993; K. R. Clarke & Gorley, 2006; K. R. Clarke & Warwick, 2001). Estos procedimientos son aplicables tanto a variables abióticas como bióticas, e incluso algunos son capaces de integrar ambas matrices de similitud.

3.5.1 BIOTA

Los valores de abundancia fueron previamente transformados a su raíz cuarta ($\sqrt[4]{\cdot}$ -transformed) para reducir el sesgo que producen los taxones más abundantes. El análisis funcional derivó de esta matriz transformada.

Para la data biológica, todo proceso de clustering se realizó bajo el método Bray–Curtis y utilizando el tipo de enraizamiento ‘Promedio de grupos’ (‘Group–average’). Se optó por éste, pues se ha demostrado empíricamente que genera un número moderado de dendrogramas de mediano tamaño, haciéndolo más útil y explicativo en la práctica (K. R. Clarke & Warwick, 2001).

El Escalamiento Multidimensional (MDS) fue utilizado para ubicar a las muestras dentro de un mapa usualmente bidimensional de modo tal que el orden de rangos de las distancias entre muestras sea consecuente con el orden de rangos de las (di)similitudes. Éstas fueron obtenidas a partir de la matriz triangular de similitud. El éxito de esta ubicación dentro de un plano bidimensional se midió a través del coeficiente de estrés (2D Stress), el cual reflejó cuán asociados están los dos sets de rangos.

3.5.2 ABIOTA

Las matrices de (di)similitud fueron calculadas utilizando distancias Euclidianas dado que las distancias de Bray–Curtis no deben ser aplicadas a data ambiental (K. R. Clarke, 1993; K. R. Clarke & Gorley, 2006).

El Análisis de Componentes Principales (PCA) es más apropiado para variables ambientales por la forma de la data (K. R. Clarke & Warwick, 2001). Previo a esta corrida, se realizó un ploteo Draftsman: una función de pre–tratamiento que enfrenta a cada una de las variables consideradas. Éste es un ploteo de dispersión pareada, el cual se ejecutó para decidir si los datos ambientales requieren –o no– una transformación previa (K. R. Clarke & Ainsworth, 1993). Posteriormente, los datos fueron obligatoriamente normalizados ($X_n = X - X/SD$) para así evitar malinterpretaciones que suelen

generarse debido a la escala, variabilidad, rangos y naturaleza (unidades) que evidencia cada una de las variables (Pacheco et al., 2011).

El análisis RELATE se usó para observar si hubo correlación significativa entre la matriz biológica y la ambiental (Sswat, Gulliksen, Menn, Sweetman, & Piepenburg, 2015). A pesar de su utilidad, este análisis no discrimina qué variables son las que mejor explican dicha correlación. Para esto se aplicó el análisis BEST (“BioEnv + STepwise”), el cual selecciona aquellas variables ambientales que están mejor relacionadas con los patrones comunitarios exhibidos, y por ende podrían explicar mejor dicha composición. Esto se logra al maximizar los rangos de correlación entre sus respectivas matrices de similitud. Dada la reducida cantidad de variables ambientales que se consideraron (04: Temperatura, Velocidad de corriente, Salinidad y Profundidad), se utilizó el método BIOENV que combina todas simultáneamente (K. R. Clarke & Ainsworth, 1993).

Todos estos análisis fueron realizados con el software PRIMER v6 (Plymouth Marine Laboratory; (K. R. Clarke & Gorley, 2006; K. R. Clarke & Warwick, 2001)).

IV. RESULTADOS

4.1 BIOTA

4.1.1 COMPOSICIÓN TAXONÓMICA DEL MACROZOOBENTOS

Fueron identificados 1685 organismos repartidos en 124 taxa: 34 de Polychaeta, 16 de Bivalvia, 15 de Amphipoda, 15 de Isopoda, 10 de Gastropoda, y 34 representantes de otros taxones más generales. De los 124 taxa, tan sólo 27 fueron asignados a su respectivo género, y se identificaron 5 especies únicamente.

De acuerdo con la codificación taxonómica se puede observar (Figura 3) que los anfípodos (CRTAMP), poliquetos Sedentaria (POLSED) y bivalvos (MOLBIV) representaron el 57% (975 ind.) de la abundancia de organismos. El Subphylum Crustacea (CRT) incluyó a 5 de los 7 taxa más abundantes, un caso peculiar en comparación con los demás. Mientras que los menos abundantes fueron los Octocorales (CNDOCT), Equinodermos (Ophiuroideos, Holothuroideos y Echinoideos) y Sipuncúlidos.

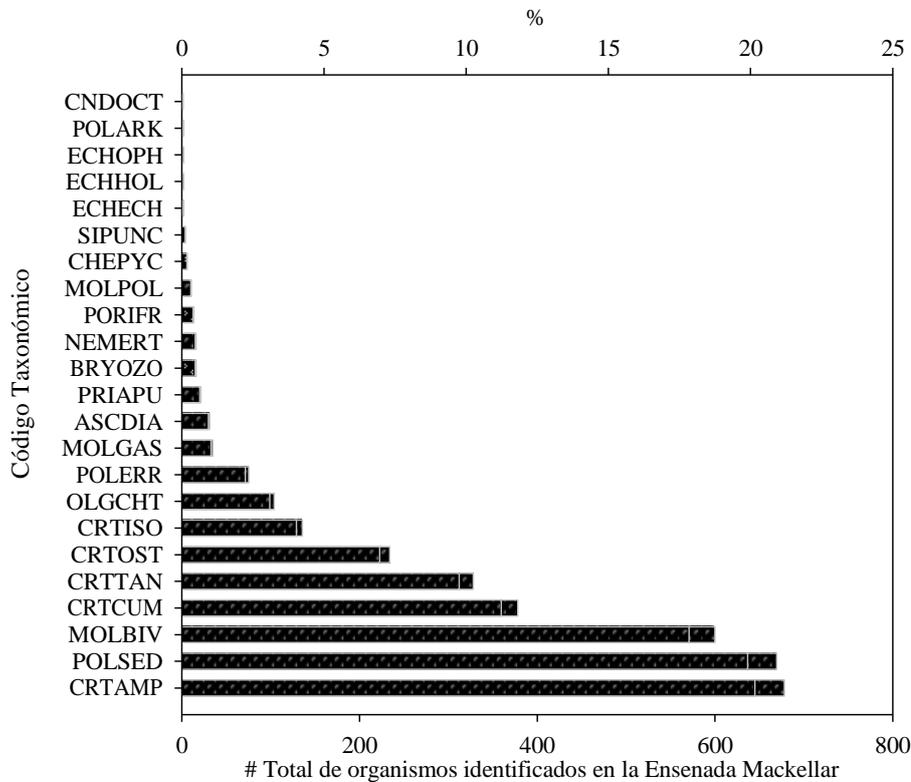


Figura 3: Abundancia de organismos y porcentaje que representan cada uno de los códigos taxonómicos en todo el fiordo.

El análisis realizado según la composición taxonómica indicó que la E-09 fue la más abundante: en el número total de individuos, en el conteo de los taxones que la conforman y mayor en el valor de α -diversidad (Figura 4-A,B). Mientras que la E-01 fue la menos abundante tanto para el conteo de individuos como para la abundancia de taxones. La E-09 es una de las 3 estaciones ubicadas hacia la sección externa del fiordo y la E-01 es una de las 4 estaciones ubicadas hacia la sección interna. Asimismo, se puede observar cómo la diversidad taxonómica (α -diversidad) guardó una estrecha relación con el número de organismos y taxones. Según la sección del fiordo, se pudo apreciar cierto patrón creciente del conteo de individuos y taxones conforme se recorre éste (Interna→Media→ Externa), sin embargo dicho patrón se interrumpe al llegar a la E-08 (Med) que exhibió más las características de las estaciones internas: poco abundantes y poco diversas.

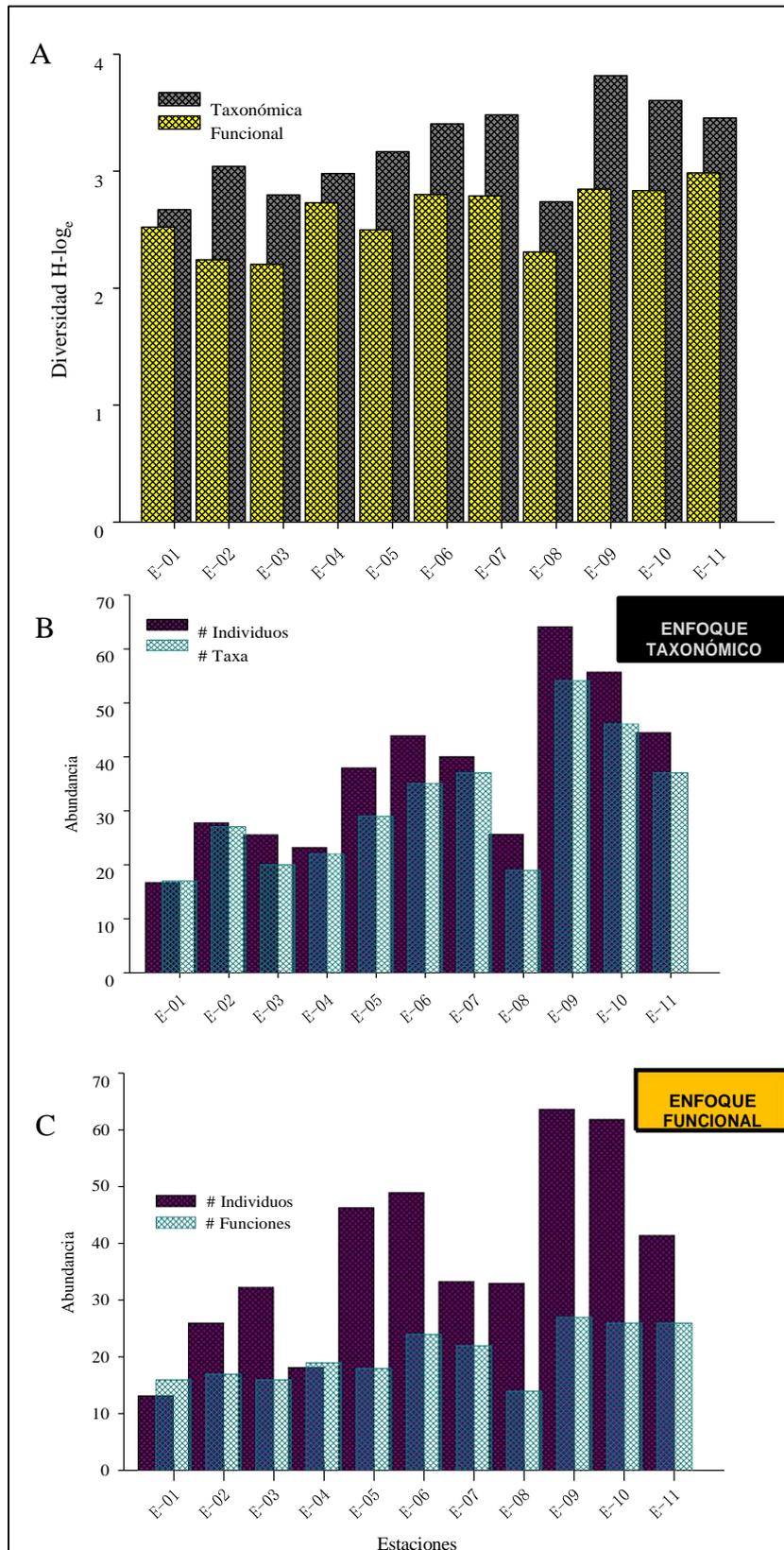


Figura 4: Representación de A) valores de diversidad taxonómica y funcional para asociarlos con la abundancia de individuos y B) abundancia de taxones y C) abundancia de grupos funcionales según estaciones.

La gradiente de α -diversidad ($H' \log-e$) que hasta ahora ha sido descrita pudo constatarse espacialmente al extrapolar y graficar las isolíneas a partir de estos valores puntuales (Figura 6-B).

El respectivo dendrograma Bray-Curtis (Figura 5-A) produjo una máxima similitud de 65% evidenciado entre la E-09 y E-10. El clustering sostuvo cierta diferenciación según la sección del fiordo en la que se ubica cada estación, dejando claro que las estaciones externas e internas son las menos similares entre ellas. Esto último atribuido a la gradiente espacial antes mencionada. En dicha gráfica se pudo observar nuevamente la similitud que guarda la E-08 (sección media del fiordo) con las estaciones internas. Asimismo, la E-01 tuvo una separación rotunda de las demás estaciones, presumiblemente por los mínimos valores de α -diversidad, abundancia de taxones e individuos que exhibió.

Mediante la rutina de Escalamiento Multidimensional (Figura 9-A) se observó el posicionamiento de las estaciones en un espacio multidimensional, estando más cercanas las estaciones más parecidas en su conformación biológica. En dicha, el estrés relativamente bajo ('2D Stress' = 0.1) indicó una buena representación bidimensional del verdadero espacio multidimensional. En esta distribución espacial la E-01 se diferencia notablemente de las demás. Las esferas de similitud jamás unieron estaciones interiores (Int) con exteriores (Ext).

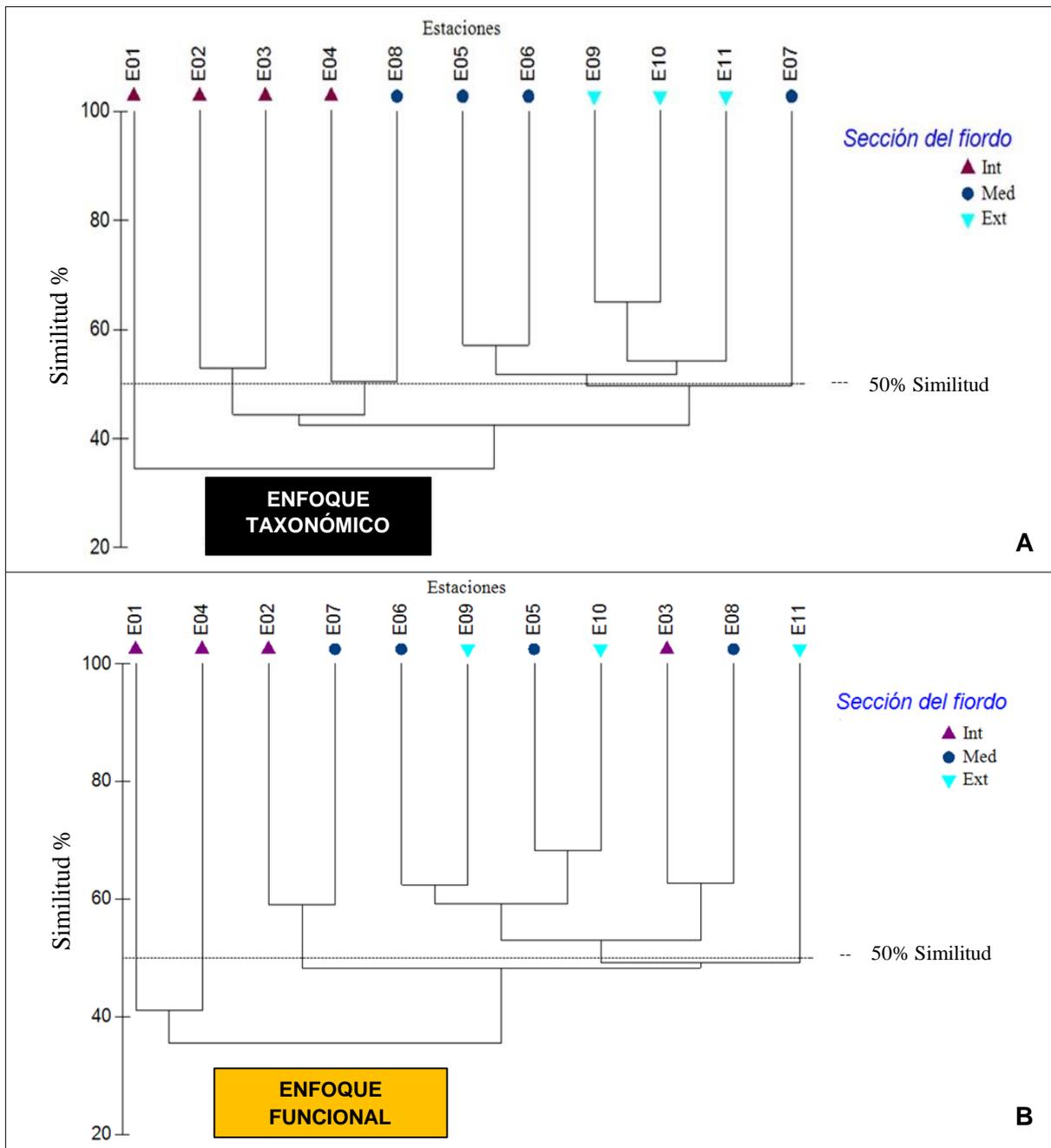


Figura 5: Dendrograma (método ‘Group–Average’) basado en una matriz de similitud Bray–Curtis entre estaciones bajo el enfoque A) taxonómico y B) funcional. La línea punteada indica una partición a los 50% de similitud.

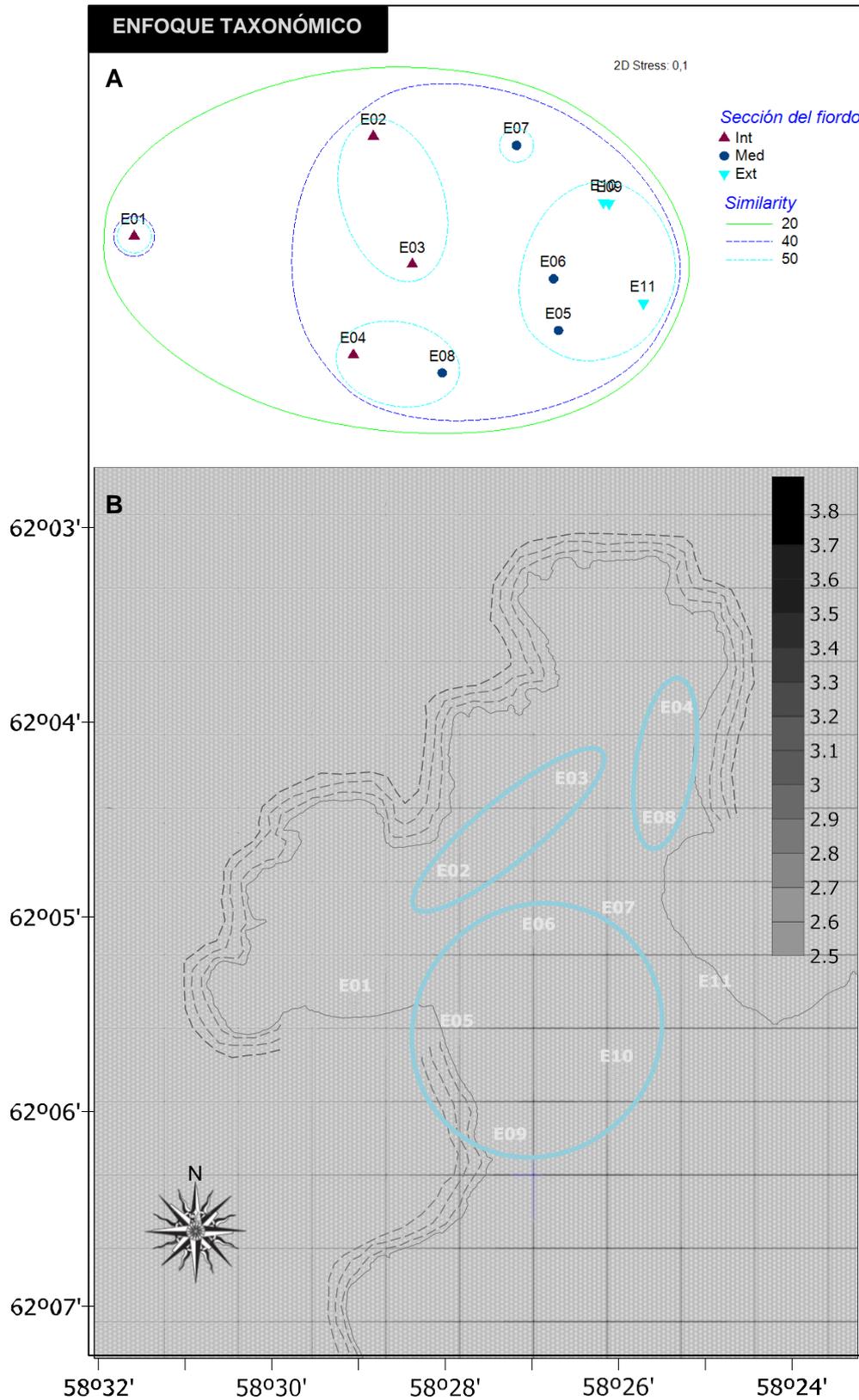


Figura 6: Enfoque Taxonómico. A) Ubicación espacial en 2-D de las 11 estaciones según rutina MDS (Escalamiento Multidimensional). Las esferas de similitud Bray-Curtis están superpuestas y mostradas también en: B) Isolíneas generadas a partir de los valores del índice de α -diversidad Shannon-Wiener ($H' \log-e$).

4.1.2 COMPOSICIÓN FUNCIONAL DEL MACROZOOBENTOS

La riqueza funcional estuvo fuertemente relacionada con la riqueza de especies (Figura 7). El mayor conteo de taxones fue de 54 mientras que la máxima riqueza de funciones tan solo alcanzó la mitad de este valor, 27.

Tal como en el enfoque taxonómico, la E-09 fue la más abundante (individuos y funciones), sin embargo fue la E-11 la más diversa funcionalmente (Figura 4-B).

El enfoque funcional generó una similitud máxima de 70%, ligeramente mayor a la correspondiente bajo el enfoque taxonómico. Así también, tal como se observa en la Figura 5-B, la mayoría de nodos de separación en el dendrograma se ubicaron por encima del 50% de similitud, ello indicando que el segundo enfoque tuvo un mejor agrupamiento según la similitud Bray-Curtis.

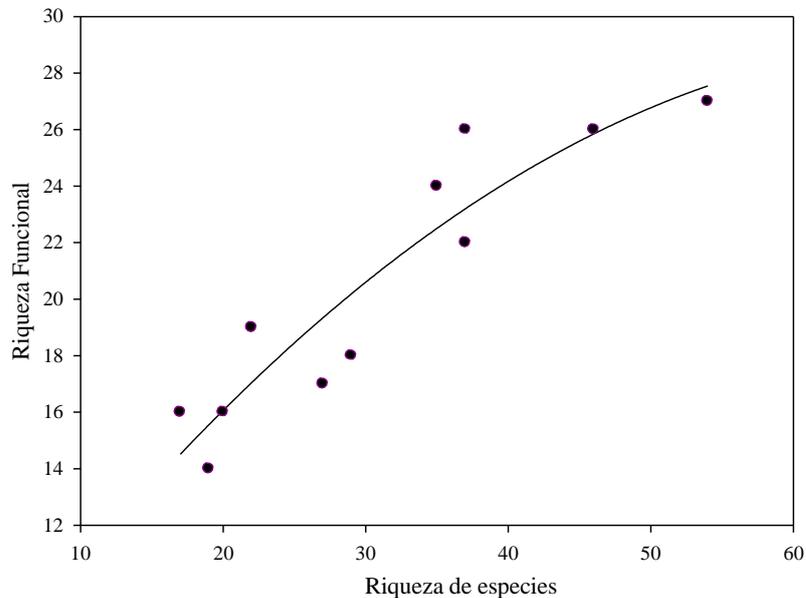


Figura 7: Dispersión enfrentando la riqueza de especies y la riqueza funcional.

Al hacer un análisis global de los resultados obtenidos a partir del enfoque funcional (Figura 8), independientemente de las estaciones de muestreo, se observó que predominaron –según el **Modo de alimentación**– los Depositívoros (De=1096) seguidos de los Detritívoros, Predador–necrófagos y Filtradores (Dt=742; PrSc=680 y Ft=600 respectivamente). Mucho menos abundantes fueron los Predadores (Pr=108), Suspensívoros (Su=78), Ramoneadores (Gz=34). Los Depositívoro–ramoneadores (DeGz=22), Predador–detritívoro (PrDt=8), y los Suspensívoro–depositívoro (SuDe=6) fueron los menos abundantes.

Según la **Fuente de alimento**, predominaron los organismos que lo obtienen de la Superficie (SF=2004), seguidos de los que lo adquieren de la Subsuperficie (SS=886) y finalmente del Epibentos (EP=480).

De acuerdo con el **Tipo de alimento**, predominaron los Omnívoros (Om=2700), seguidos de los Carnívoros (Ca=516) y finalmente los Herbívoros (He=154).

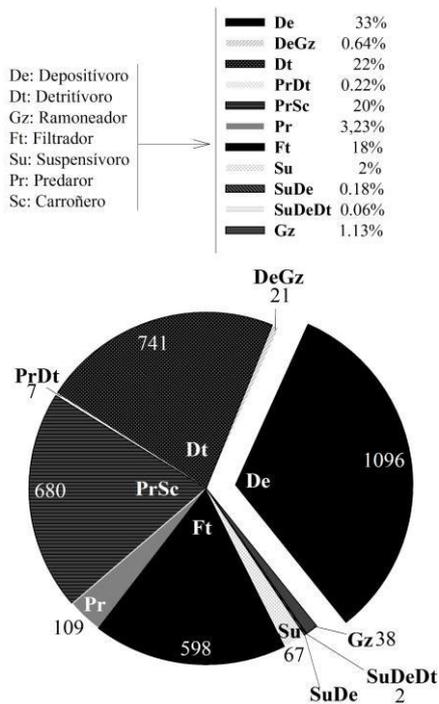
Según la **Motilidad**, predominaron los Muy móviles (M=1680), seguidos muy de cerca por los Discretamente móviles (D=1604) y con organismos Sésiles sumamente escasos (S=86). En rigor, puede decirse que la motilidad está mucho más presente que los organismos sésiles, anclados a sustratos.

En el componente **Estilo de vida**, predominaron los de Vida libre (L=2373), seguidos de los Excavadores (P=665), Tubícolas (T=269), Incrustantes (I=57), Parásitos (X=12) y Adheridos (A=5).

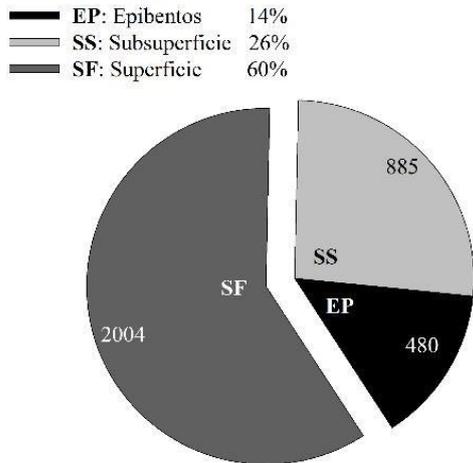
Estos resultados fueron los que permitieron valorar el código funcional de cada organismo tal como se observa en la Tabla 2. Siendo de menor valor aquel atributo más abundante dentro de su respectivo componente funcional.

FUNCIONES TRÓFICAS

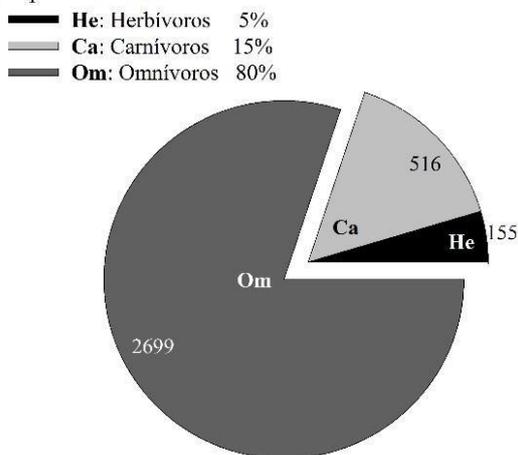
A) Modo de Alimentación



B) Fuente del Alimento



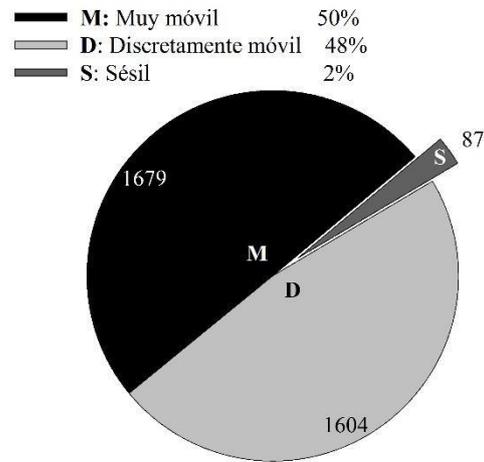
C) Tipo de Alimento



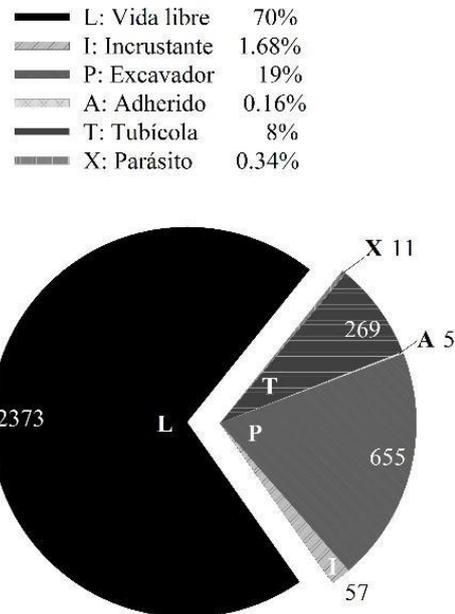
FUNCIONES TRÓFICAS

FUNCIONES de DISTRIBUCIÓN

D) Motilidad



E) Estilo de Vida



FUNCIONES de DISTRIBUCIÓN

Figura 8: Densidad total de organismos obtenida en la Ensenada Mackellar (sin discriminar por estaciones) según los atributos (A–E) de los componentes del Grupo Funcional.

A: Modo de alimentación (**De**, Depositivos; **Dt**, Detritivos; **Ft**, Filtradores; **Pr**, Predadores; **Su**, Suspensivos; **Gz**, Ramoneadores; y grupos mixtos); B: Fuente de alimento en el bentos (**SF**, Superficie; **SS**, Subsuperficie y **EP**, Epibentónico); C: Tipo de alimento (**Om**, Omnívoros; **Ca**, Carnívoros y **He**, Herbívoros); D: Motilidad (**M**, muy Móvil; **D**, Discretamente móvil y **S**, Sésil); & E: Estilo de Vida (**L**, Vida libre; **P**, Excavador; **T**, Tubícola; **I**, Incrustante; **X**, Parásito; **A**, Adherido). Los atributos de cada uno de los componentes están especificados en la Tabla 2. (n=3370)

4.2 PATRONES DE DISTRIBUCIÓN FUNCIONAL

El enfoque funcional también discriminó rotundamente las estaciones internas de las externas. La E-08 (considerada como estación media) fue agrupada nuevamente con una interna (E-03), algo similar sucedió entre la E-02 y E-07.

Este enfoque produjo una discriminación más difusa según la sección del fiordo, observándose agrupamientos entre medias y externas (E-06 con E-09 y E-05 con E-10). Asimismo se evidenció una curiosa similitud funcional entre la E-01 y E-04, ambas siendo estaciones internas pero que se encuentran hacia el extremo Oeste y Este del fiordo respectivamente (Figura 9-B). No hay duda, sin embargo, que las estaciones externas (E-09, 10 y 11) fueron las que mayor diversidad funcional registraron: 2.85, 2.83 y 2.99 respectivamente.

La gradiente de diversidad funcional no sólo se observó según la sección del fiordo, sino también de Este a Oeste del mismo. Ésta última se percibió con mayor claridad al agrupar las estaciones espacialmente (Figura 9-B).

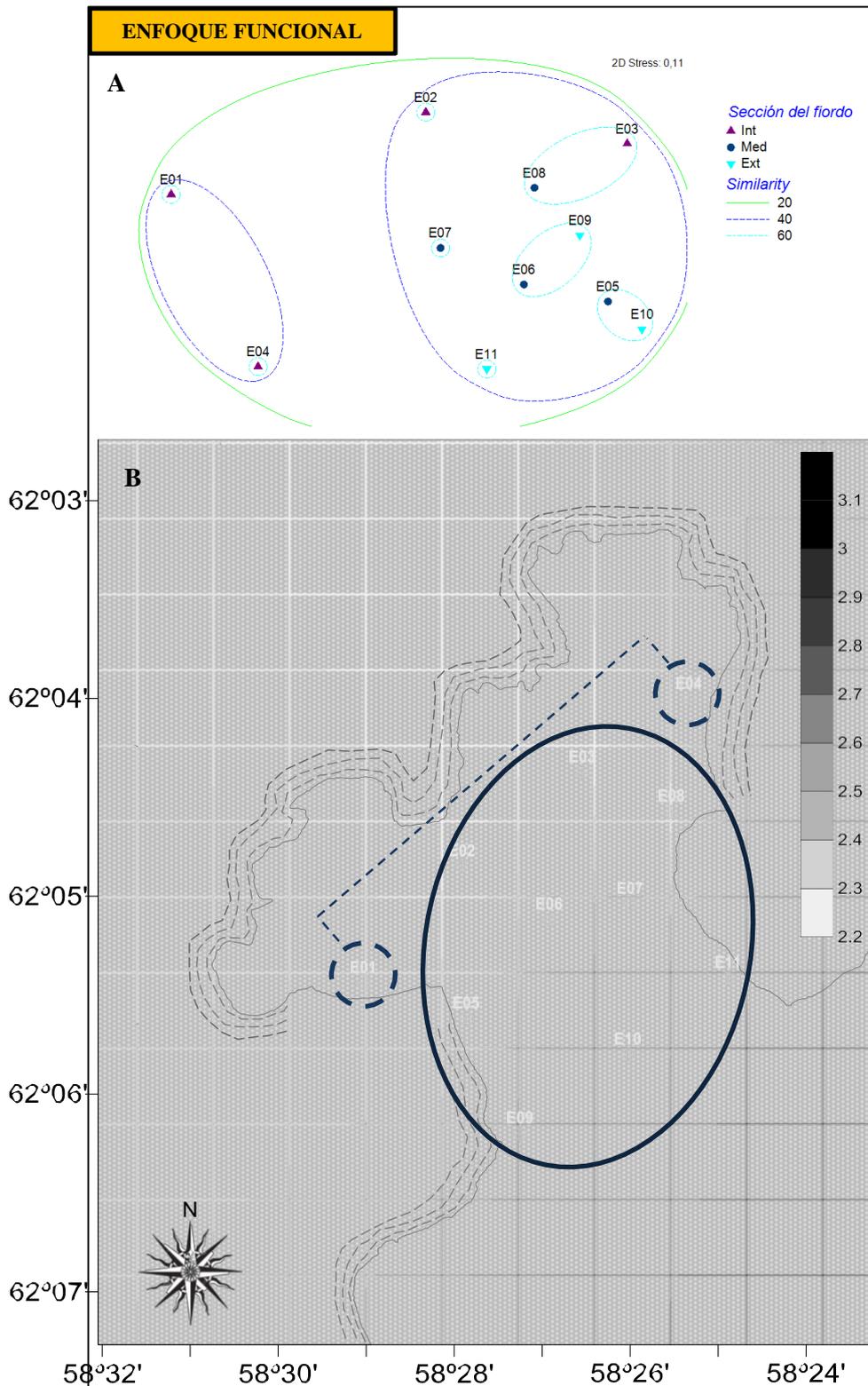


Figura 9: Enfoque Funcional. A) Ubicación espacial en 2-D de las 11 estaciones según rutina MDS (Escalamiento Multidimensional). Las esferas de similitud Bray-Curtis están superpuestas y mostradas también en: B) Isolíneas generadas a partir de los valores del índice de diversidad funcional ($H' \log-e$).

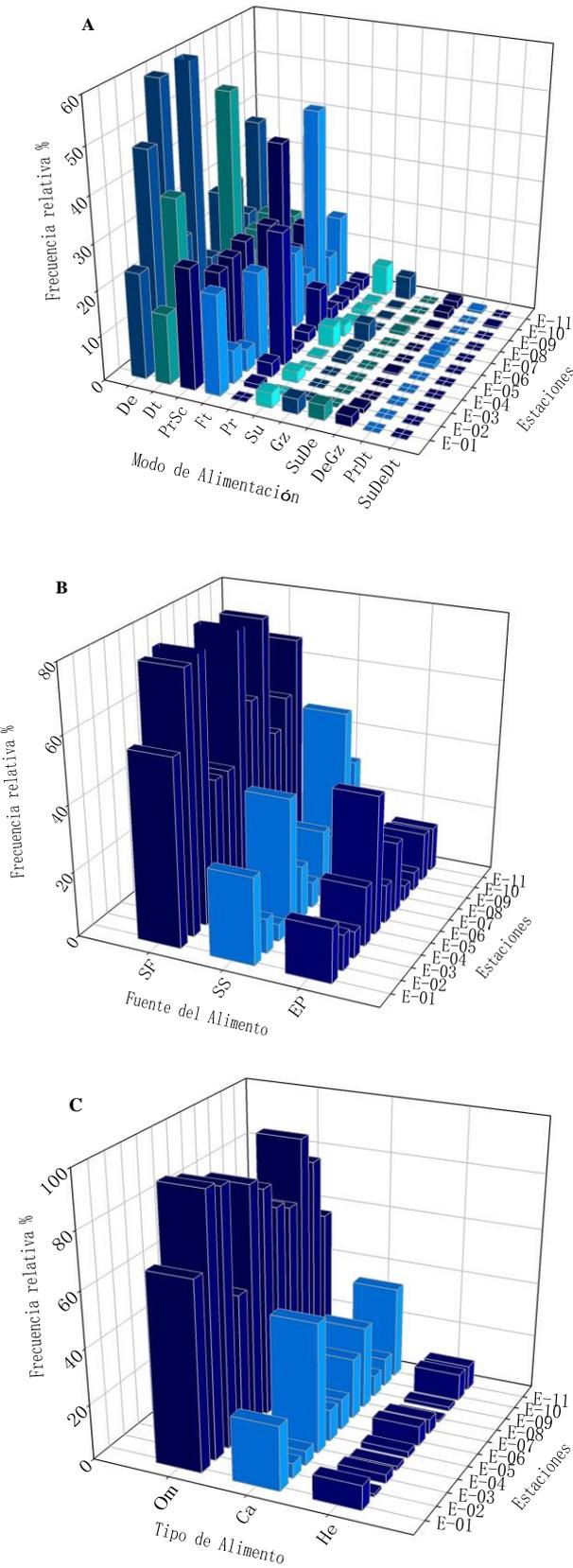
4.2.1 DOMINANCIA DE GRUPOS FUNCIONALES EN LAS ESTACIONES DE MUESTREO

Los Depositívoros dominaron en número en todo el fiordo. A este gremio trófico le siguieron en abundancia los Detritívoros y luego los del modo mixto más abundante (Predadores–carroñeros). Esta dominancia se acentuó en las estaciones funcionalmente menos diversas como la E–02, 03 y 05 (Figura 10–A y Figura 4–A,C), donde el omnivorismo fue muy alto (178, 232 y 312 ind/0.1m² respectivamente).

Los Depositívoros tuvieron abundancias altas en las estaciones de la sección interna del fiordo. En las estaciones en las que los depositívoros no abundaron, como en la E–04 (De= 22 ind/0.1m²), organismos más oportunistas como los predadores fueron los que participaron en la dominancia (Pr= 26 ind/0.1m²; PrSc= 20 ind/0.1m² esto se vio evidenciado también al verse aumentado el número de carnívoros. De un modo similar, hubo un cambio en la dominancia en la E–09, siendo los filtradores los más favorecidos.

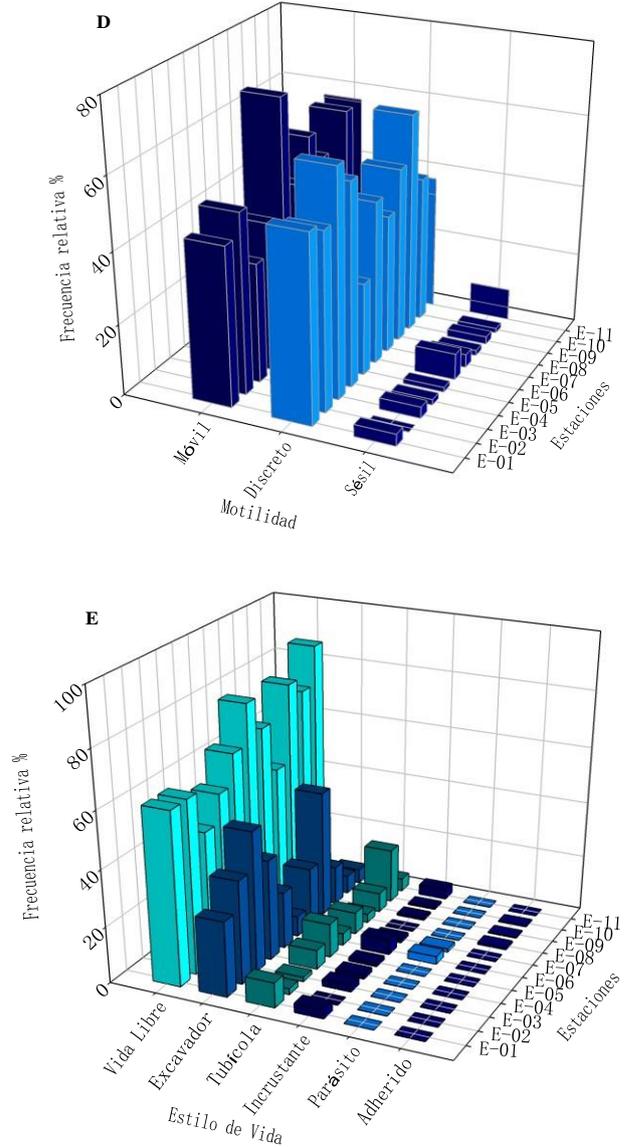
En la E–06, escasa de depositívoros (De= 52 ind/0.1m²), abundaron los detritívoros (Dt= 176 ind/0.1m²). La mayoría de los depositívoros en la E–05 obtuvieron su alimento del Epibentos. En la E–02 y 03 la mayoría de organismos obtuvo su alimento de la superficie bentónica (148 y 220 ind/0.1m² respectivamente).

FUNCIONES TRÓFICAS



FUNCIONES TRÓFICAS

FUNCIONES de DISTRIBUCIÓN



FUNCIONES de DISTRIBUCIÓN

Figura 10: Abundancia de organismos según los atributos (A-E) de los componentes del Grupo Funcional. A: Modo de alimentación (**De**, Depositívoros; **Dt**, Detritívoros; **Ft**, Filtradores; **Pr**, Predadores; **Su**, Suspensívoros; **Gz**, Ramoneadores; y grupos mixtos); B: Fuente de alimento en el bentos (**SF**, Superficie; **SS**, Subsuperficie y **EP**, Epibentónico); C: Tipo de alimento (**Om**, Omnívoros; **Ca**, Carnívoros y **He**, Herbívoros); D: Motilidad (**M**, muy Móvil; **D**, Discretamente móvil y **S**, Sésil) & E: Estilo de Vida (**L**, Vida libre; **P**, Excavador; **T**, Tubícola; **I**, Incrustante; **X**, Parásito; **A**, Adherido). Los atributos de cada uno de los componentes están especificados en la Tabla 2. (n=3370)

4.3 ABIOTA.

Los patrones de corrientes, tanto en la superficie como en la profundidad de dragado (Figura 11), no variaron según su dirección. En cambio, hubo una ligera diferencia en la intensidad de éstas, siendo más intensas en las capas más profundas de la columna de agua. Ambos perfiles estarían indicando que las aguas de la Bahía Almirantazgo ingresan al fiordo por el margen oriental de éste, y salen por el opuesto.

La salinidad varió entre 33.4–34.2‰, siendo menor en la superficie y aumentando gradualmente hacia zonas más profundas. Esto reflejó el aumento de densidad de las masas de agua conforme son más profundas. La temperatura, por su lado, osciló entre 0.46–1.56°C, pero sus variaciones a lo largo de la columna de agua no fueron tan definidas (Figura 12).

Las isohalinas obtenidas en superficie y a la profundidad de dragado de cada estación (Figura 13) exhibieron una gradiente en aumento orientada de Este a Oeste (siendo ésta más clara en las medidas superficiales).

La salinidad superficial indicó que la estación de menor salinidad fue la E–04 (33.48 ‰), la cual está hacinada hacia el margen oriental de la Ensenada, junto a sus similares (E–08 y E–11).

Tabla 3: Caracterización y valores de los parámetros fisicoquímicos registrados durante el periodo de evaluación. Las columnas señaladas con (*) pertenecen a la clasificación *a priori* de las estaciones, según su profundidad y sección del fiordo a la que pertenecen.

Estación	Distancia aproximada al glaciar Domeyko (m)	Sección del fiordo*	Profundidad (m)		Tipo sedimento	Corrientes				Temperatura C°	Salinidad ‰	Oxígeno mg/l
			Dragado	Rango		Dirección azimutal		Velocidad cm/s				
						Superficial	Prof. dragado	Superficial	Prof. Dragado			
E-01	970	Interna	35	>30	Fangoso	72	101	10	9.907	0.717	34.101	11.69
E-02	400	Interna	55	>30	Fangoso	332	305	25	4.4005	0.689	34.132	9.5
E-03	600	Interna	30	10-30	Fangoso	345	295	19	12.674	0.749	34.079	10.13
E-04	800	Interna	30	10-30	Fangoso	218	225	9	4.457	0.655	33.944	10.82
E-05	2200	Media	30	10-30	Fangoso	278	279	11	15.4855	0.728	34.094	10.15
E-06	1500	Media	42	>30	Fangoso	358	309	21	23.8445	0.754	34.096	9.04
E-07	1700	Media	40	>30	Fangoso	30	347	7	15.585	0.749	34.094	10.91
E-08	1200	Media	30	10-30	Arenoso	314	337	26	26.3055	0.718	34.017	10.46
E-09	3500	Externa	46	>30	Arenoso	132	182	3	2.4625	1.03	34.039	10.49
E-10	2900	Externa	35	>30	Fangoso, Rocas	244	306	8	6.397	0.794	34.079	10.77
E-11	3000	Externa	10	<10	pequeñas	344	346	39	39.115	0.785	33.956	10.66

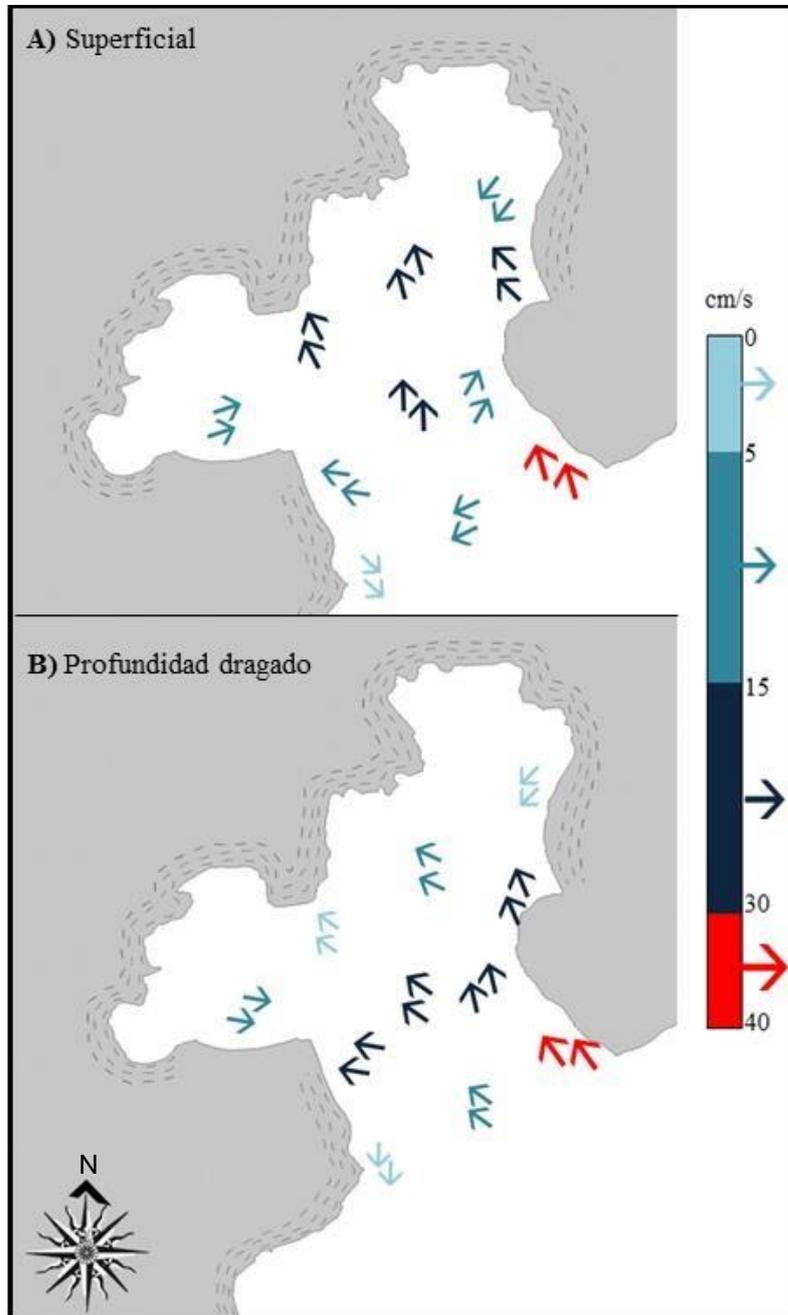
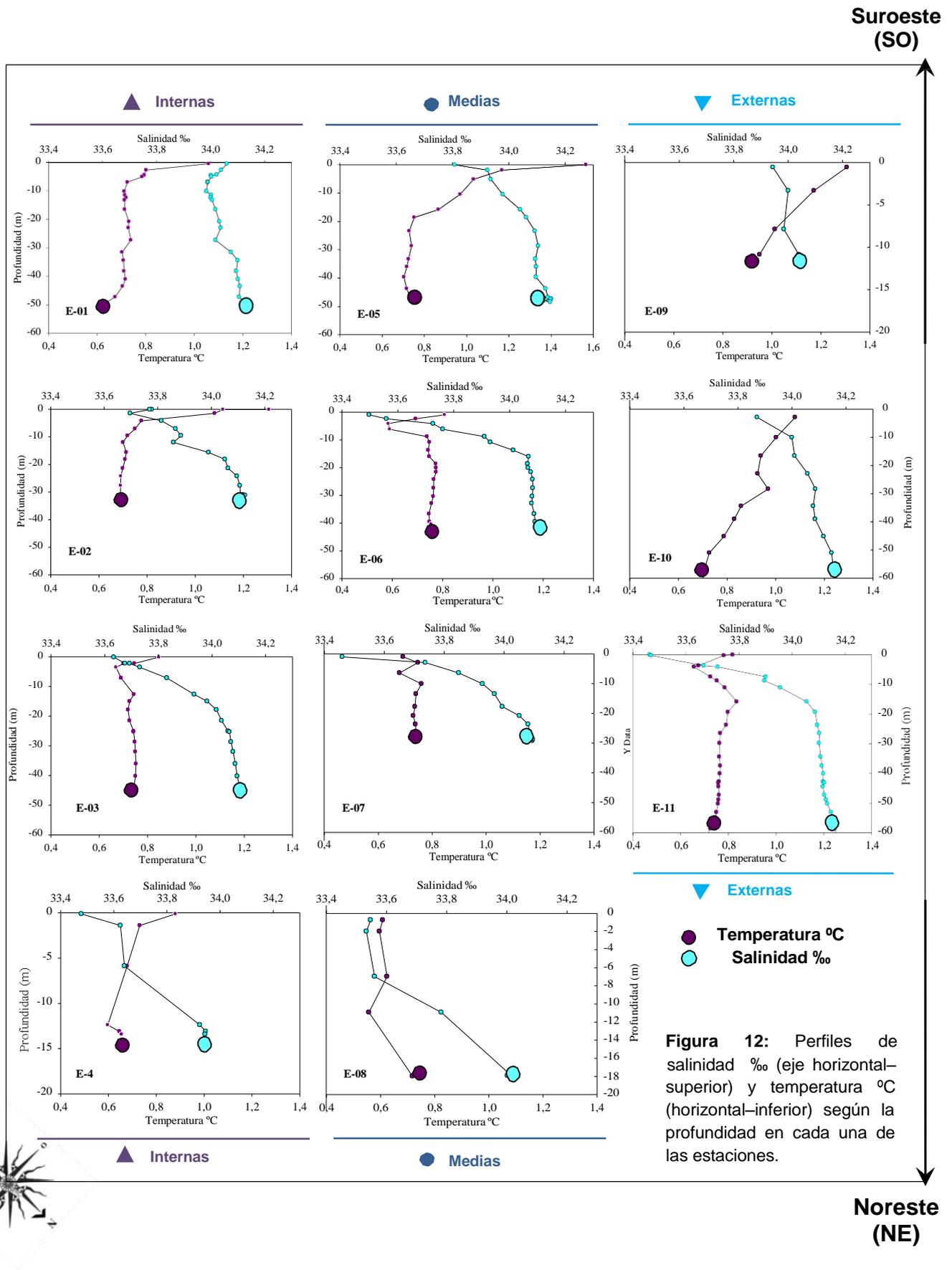


Figura 11: Patrón de corrientes marinas (cm/s) A) superficiales, y B) a la profundidad de dragado, mostrando la dirección (azimutal, indicada por la inclinación de la flecha) y velocidad (indicada por la dimensión y color) en cada una de las estaciones.



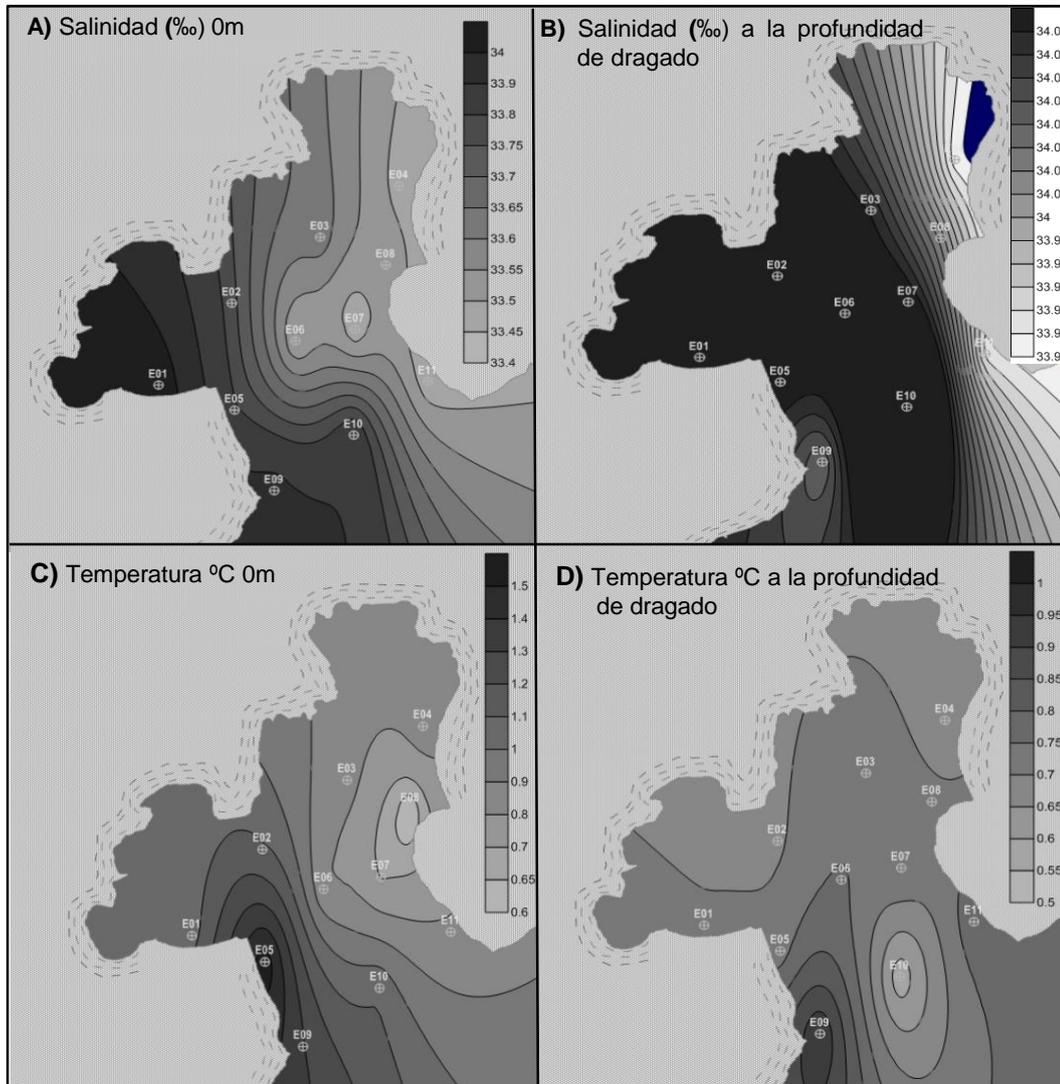
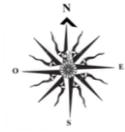


Figura 13.- Isolíneas aproximadas de Salinidad y Temperatura superficiales (A y C) y a la respectiva profundidad de dragado en cada estación (B y D).

La data ambiental no requirió ser transformada dado que –según lo muestra el ANEXO 1– los datos no se plotearon simétrica– ni linealmente, sino más bien se mostraron curvilíneos. La Figura 14 muestra el PCA, donde el Componente Principal 1 (PC1) explicó 57% de la variación y el PC2 25%, sumando entre ellos un total de 82% de la variación ambiental. La longitud y dirección vectorial indicaron que la velocidad, salinidad y profundidad intervinieron en la definición del PC1, mientras que la temperatura lo hizo para el PC2. Las secciones externas del fiordo fueron las más separadas, indicando que varían más según sus características abióticas.

En los análisis de correlación entre matrices (RELATE Tabla 4–A) los valores altos de significancia junto con los bajos coeficientes de correlación Spearman (ρ) llevan a concluir que estadísticamente no hubo correlación significativa entre las matrices. Sin embargo, bajo el enfoque taxonómico el coeficiente de correlación fue sutilmente mayor ($\rho = 0.029$) y con un nivel menor de significancia (38.4%) que bajo el enfoque funcional ($\rho = 0.027$ y 40.5% respectivamente)

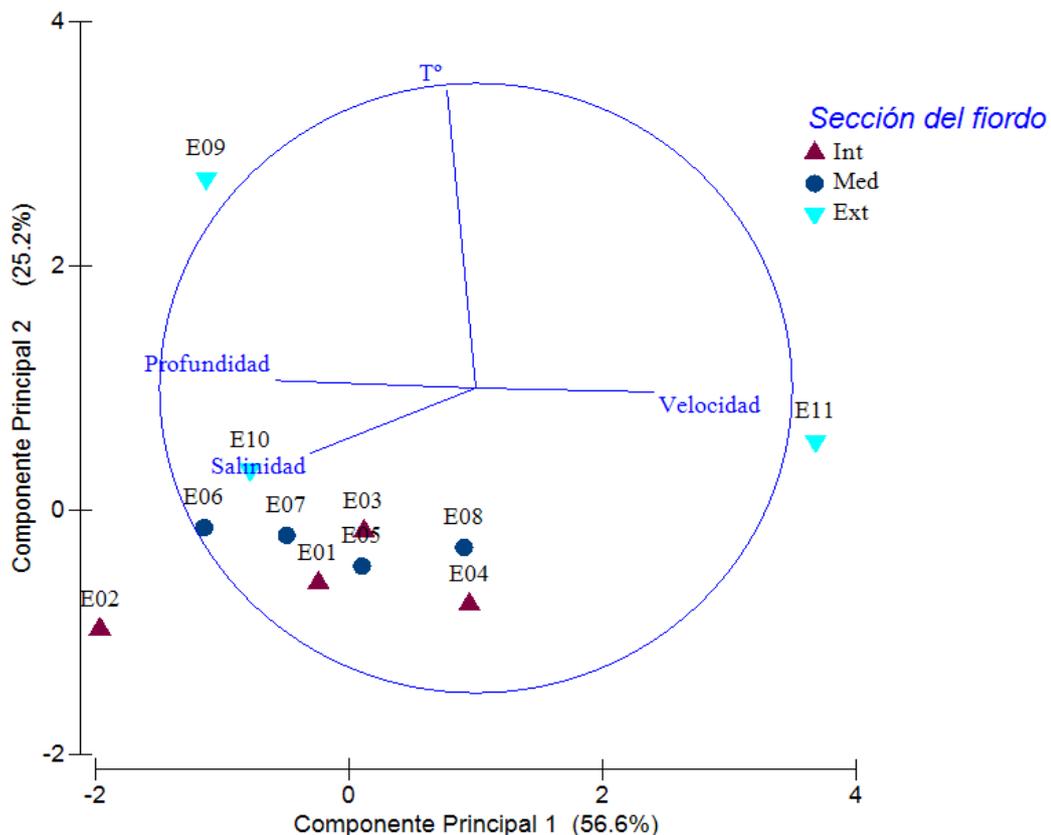


Figura 14.- Biplot del Análisis de Componentes Principales (PCA) de los parámetros ambientales registrados según la sección del fiordo. Los componentes explican 81.8% de la variación de los datos.

Según el análisis BEST (Tabla 4–B) también se obtuvieron bajos coeficientes de correlación y alto niveles de significancia. No obstante, cabe resaltar que el análisis BEST del enfoque funcional obtuvo mayores valores de correlación ($\rho = 0.168$) que los vistos bajo el enfoque taxonómico ($\rho = 0.109$), contrario a lo que se obtuvo en el RELATE. Bajo el enfoque funcional la más alta y mejor correlación ($\rho = 0.168$) entre Biota y Abiota se dio al considerar 03 variables: velocidad, salinidad y profundidad. La velocidad de la corriente no generó un buen coeficiente de correlación con la matriz biológica. Sin embargo, en un principio, resultó ser una variable útil en diferenciar las estaciones. Esto se puede reafirmar al ver la longitud de dicho vector en la Figura 11.

Tabla 4: Correlación de matrices biótica y abiótica. A) Resultados de la rutina RELATE (funcional y sistemática) considerando a la matriz ambiental en conjunto. B) Mejores combinaciones BEST (método BIOENV) que disgrega la matriz ambiental en sus distintos componentes. Variables de selección: T= Temperatura; V= Velocidad; S= Salinidad y P= Profundidad.

ENFOQUE FUNCIONAL			ENFOQUE TAXONÓMICO			
A	RELATE Funcional			RELATE Taxonómico		
	Rho (ρ) = 0.027 Nivel de significancia: 40.5%			Rho (ρ) = 0.029 Nivel de significancia: 38.4%		
B	BEST Funcional			BEST Taxonómico		
	# Variables	Correlación	Variables	# Variables	Correlación	Variables
	3	0.168	V; S; P	1	0.109	S
	2	0.157	S; P	2	0.107	S; P
	1	0.133	S	3	0.104	V; S; P
	2	0.126	V; S	1	0.102	T
	1	0.072	T	2	0.073	V; S
	2	0.030	V; P	1	0.054	P
	4	0.027	Todas	2	0.51	T; S
	2	0.010	T; S	4	0.029	Todas
	1	0.008	P	3	0.023	T; S; P
	3	0.005	T; V; S	2	0.015	V; P
Coef. correlación Spearman (ρ): 0.168 Nivel de significancia: 50.7%			Coef. Correlación Spearman (ρ): 0.109 Nivel de significancia: 54.2%			

Número de permutaciones: 999 (Estocástico)

V. DISCUSIÓN

5.1 ESTRUCTURACIÓN TAXONÓMICA DEL MACROZOOBENTOS

El conteo total de organismos resultó ser $n_{(\text{ANTAR XXI})} = 3370$, muy similar al registrado en expediciones previas $n_{(\text{ANTAR XIX})} = 3469$ (Moreno et al., 2014). Estudios previos en las Islas Shetland del Sur han documentado la dominancia de poliquetos (infauna), bivalvos y gasterópodos en las zonas someras (Mühlenhardt-Siegel, 1988). El presente estudio concuerda con lo dicho, sin embargo, los gasterópodos mostraron una muy baja abundancia y son más bien los anfípodos quienes tomaron su lugar. Es sabido que este Orden de animales es el grupo con mayor riqueza de especies, y probablemente el más diverso en lo que respecta a estilos de vida, trofoespecies, hábitats y espectro de tamaños (Krzysztof Jazdzewski et al., 1995; J. Sicinski et al., 2011).

En la ensenada Cove (Isla Rey Jorge, hacia el sur-suroeste de Mackellar), dominada por sustratos blandos, se ha registrado mayor riqueza de taxones en las zonas de muestreo de 30m (Sahade, Tatián, Kowalke, Kühne, & Esnal, 1998). Dicha organización fue muy distinta a la encontrada en el presente trabajo. En dicho estudio, se atribuye la baja diversidad en zonas más someras (<15m) a la acción de los hielos. Sin embargo, la E-11 a pesar de ser la más somera (10m), registró alta diversidad taxonómica y funcional; y al parecer los hielos flotantes provenientes de la ensenada Martel (ensenada más oriental en la Figura 1-C) no estarían alterando el fondo.

Los primnoides (látigos de mar) fueron encontrados sólo en secciones externas del fiordo (E-09 y E-10). Las profundidades en las que aparecieron (35m) fueron menores a las que suelen ser reportadas (Orejas et al., 2003). A pesar de ser suspensívoros-pasivos sésiles, les basta tan solo tener un punto de fijación para anclarse. Estos fueron encontrados adheridos a pequeñas rocas y grava que suelen hallarse inmersas en el sedimento fangoso. Esta presencia restringida a la sección externa del fiordo también se dio con los nudibranquios.

Se percibió un patrón parecido entre el presente estudio (hemisferio austral) y otro realizado en el hemisferio boreal (Mar de Laptev) en un rango de profundidad similar. En ambos se registró la predominancia de crustáceos, seguida de los moluscos. La diferencia se halla en las abundancias de poliquetos y equinodermos, comportándose ambos distintamente en cada uno de los hemisferios (Sswat et al., 2015).

5.2 ESTRUCTURACIÓN MACROZOOBENTÓNICA SEGÚN GRUPOS FUNCIONALES

Se ha constatado que la diversidad taxonómica no puede desligarse de la funcional (Hulot, Lacroix, & Loreau, 2014). Por ende, un mayor número de especies deriva en una mayor diversidad funcional. Empero, existe un registro particular en el mar Báltico en el que la diversidad funcional se mantuvo considerablemente alta a pesar de la baja riqueza de especies (Törnroos et al., 2014). La estabilidad de la trama trófica aumenta cuando cada grupo funcional y nivel trófico albergan un mayor número de especies. Esto sucede a causa del aumento tanto de las interacciones como de los flujos energéticos y ciclos de la materia. Consecuentemente, la estabilidad trófica de la comunidad le permitiría soportar o ajustarse mejor a un sistema en perturbación o a una variabilidad espaciotemporal (Sokolowski et al., 2012). Asimismo, existe evidencia obtenida a partir de regresiones que indican que a mayor diversidad de especies (p.ej. Shannon–Wiener) las cadenas tróficas suelen ser más largas (longitud vertical de cadena) y complejas (Sokolowski et al., 2012). Un ejemplo de esta relación pudo observarse al enfrentar la riqueza de especies con la riqueza funcional (Figura 7).

Es sabido que la disminución en la riqueza de especies es capaz de alterar caracteres relacionados a la alimentación, estilo de vida y motilidad; y puede tener efectos potenciales en varios procesos ecosistémicos (Törnroos et al., 2014). Por esto, aplicar un enfoque integrado a una serie de data de mayor escala temporal permitirá ir viendo el comportamiento del sistema asociándolo con variables ambientales oscilantes.

La habilidad de los organismos del macrozoobentos para desenvolverse bajo ciertas condiciones ambientales está determinada por sus requerimientos fisiológicos, entre éstos, la ingesta alimenticia. Ésta es influenciada por el patrón y preferencia trófica y por la habilidad de obtener recursos nutricionales óptimos que puedan satisfacerlos y que estén a su disposición en su biotopo (Roth & Wilson, 1998).

Podría pensarse que a través de esta asignación se está simplificando el análisis comunitario bajo un punto de vista únicamente trófico (Bremner et al., 2003). Sin embargo, éste ha sido complementado con caracteres no necesariamente tróficos para evitar dicho sesgo.

Al ser comparada con otros sistemas, la Antártica exhibe una reducida presión predatoria sobre el componente bentónico (Schiaparelli, 2014). Sin embargo, esta visión general puede variar según la profundidad, cercanía a la línea de costa y procesos físicos. De esta manera, los resultados

presentados en este estudio demuestran que los predadores (exclusivos y mixtos) si bien no son los más abundantes, tampoco son necesariamente escasos, dado que representan el 3% (Predadores exclusivos) y 20% (Predador–necrófagos) de la totalidad de organismos en el fiordo.

La dominancia exhibida por los grupos funcionales tróficos depositívoros, filtradores y predadores ha sido previamente registrada en los resultados de la expedición ANTAR XIX (Moreno et al., 2014). En dicho estudio, estos tres grupos se estructuraron y distribuyeron obedeciendo al patrón de corrientes superficiales.

La frecuencia con la que se registró a los organismos altamente móviles es típica de los fiordos poco profundos, donde también suele haber alta incidencia de oportunistas (Jacek Sicinski et al., 2011). En dichas zonas los organismos viven sometidos bajo la influencia de disturbios considerables y de larga duración (Wlodarska-Kowalczyk, Wesawski, & Kotwicki, 1998), como la marcada estacionalidad, congelamiento superficial del agua, el derretimiento y desprendimiento de hielos, los flujos de agua dulce, entre otros.

En fiordos septentrionales, muy comunes en islas como Spitsbergen (Noruega), se ha registrado predominancia de depositívoros conforme más cercana al glaciar se encuentre la estación de muestreo (Kedra, Renaud, Andrade, Goszczko, & Ambrose, 2012; Wlodarska-Kowalczyk et al., 1998). Estos resultados son similares a los mostrados en la Figura 10, donde se cuantificó alta incidencia de depositívoros en las estaciones E-01, 02, 03, 04 y 05.

Un claro resultado fue la predominancia de organismos depositívoros y móviles. Éste se afianza de modo estricto con lo propuesto por Gutt (J. Gutt, Griffiths HJ & Jones C., 2013) luego de recopilar exhaustivamente metadata obtenida a través de diversos muestreos, con diversas metodologías y a distintas escalas. Dicho estudio tiene una resolución espacial bastante amplia (circumantártica) y afirma que en la zona de las Islas Shetland del Sur (donde está incluida la Isla Rey Jorge) también se registran comunidades mixtas, infauna y ramoneadores móviles, como también comunidades que son controladas por procesos físicos. En dicha caracterización el tema de profundidad fue clave, pero no se trata de diferencias mínimas como las que exhibe la presente tesis (10 – 55m), sino de rangos amplios que separan a las zonas someras (costeras e islas marítimas) de las más profundas (>200m). En éstas últimas se registra la predominancia de, p.ej., suspensívoros sésiles, esponjas y predadores; organismos que justamente aparecieron con escasez en los resultados de la presente tesis.

Del mismo modo, una muy común generalización es afirmar que los depositívoros son más abundantes en hábitats fangosos, mientras que en ambientes arenosos lo son los suspensívoros (Snelgrove & Butman, 1994). Conociendo la predominancia de sedimento fangoso en las estaciones de muestreo, se observó dicho patrón: los depositívoros en su totalidad sumaron 1096 ind. (33%) mientras que los suspensívoros 68 ind. (2%) (Figura 8). Hacia la E-11, la más inmediata a la Península Keller, el sustrato varía entre grava y canto rodado, donde los suspensívoros alcanzaron su máxima frecuencia (Figura 10). Esto va de acuerdo con que las comunidades suspensívoras macro y megabentónicas, como las esponjas y briozoos, están distribuidas irregularmente en sustratos duros (Starmans & Gutt, 2002). Además, para el caso de los suspensívoros sésiles, es un reto existir condicionados a factores que determinan muchas veces la disponibilidad del alimento (en términos de calidad y predictibilidad) (J. Gutt, 2007). Esta disponibilidad de recurso está muy asociada a la dinámica de la cobertura de hielo-mar, que resulta ser menor hacia las estaciones más externas de la Ensenada. En este caso, la presencia de este grupo funcional no solo se debe al tipo de sustrato óptimo para su asentamiento, sino la ubicación donde tuvieron éxito al obtener sus recursos tróficos.

Empero, muchas especies y trofoespecies no siempre están asociadas a un único tipo de sedimento y muchos organismos son capaces de alterar ligeramente su modo trófico en respuesta a las condiciones de flujo del recurso (Riisgård & Kamermans, 2001). Por ende, no hay que considerar concluyente a esta dicotomía entre suspensívoros y depositívoros. Como ha sido afirmado anteriormente, la relación no es directamente causada por el tipo de sedimento, sino por factores que intervienen en escalas previas y mayores: en islas nórdicas polares, existe la tendencia de dominancia de organismos depositívoros en zonas donde el sedimento está compuesto principalmente por limo y arcilla (sedimentos fangosos por naturaleza) dado que contienen mayor proporción de materia orgánica, fósforo y nitrógeno (Roth & Wilson, 1998; Włodarska-Kowalczyk et al., 1998).

Estos comportamientos pueden ser explicados mediante mecanismos de competencia simpátrica: la presencia de suspensívoros es menguada en ambientes fangosos por interacciones de amensalismo con los depositívoros, siendo estos últimos los más fuertes competidores de ambos modos de alimentación (J. Gutt, 2007; Snelgrove & Butman, 1994). Esta ventaja adaptativa es tal porque los suspensívoros tienden a traslapar su selección de alimento, mientras que los depositívoros tienen la capacidad de particionar el recurso. Esto hace que varíe tanto el ancho como la superposición de sus nichos (Roth & Wilson, 1998).

Todos los anfípodos identificados en este estudio fueron depredador–necrófagos, a excepción de los representantes de la familia Ampeliscidae que se definen como Suspensívoros. Por otro lado, los anfípodos detritívoros polares suelen registrar marcas enriquecidas de $\delta^{13}\text{C}$ en relación con las de Materia Orgánica Particulada (POM por sus siglas en inglés). Esto se da porque la disponibilidad de materia orgánica del bentos es previamente reciclada por intermediarios como algunas bacterias y meiofauna, lo cual eleva considerablemente las proporciones isotópicas (Nyssen, Brey, Dauby, & Graeve, 2005). Estos animales suelen explotar recursos bentónicos como carroña, anélidos, otros crustáceos y meiofauna; y no suelen consumir organismos planctónicos (Legezynska, Kedra, & Walkusz, 2012).

En la Ensenada Martel se ha registrado alta riqueza y α –diversidad en los ensamblajes de macroinvertebrados asociados a comunidades de filtradores (Corbisier, Petti, Skowronski, & Brito, 2004). Este comportamiento se observa en el presente estudio, dado que la E–09 exhibió mayores valores de α –diversidad como también la mayor incidencia de filtradores. Los bajos valores de diversidad funcional en las estaciones E–02, 03, 04 y 08 se dieron por la dominancia de depositívoros–detritívoros, depositívoros, depredadores y depredador–necrófagos respectivamente. La predominancia de depredación y necrofagia en las estaciones del margen oriental (E–04, E–08 y E–11) podría deberse a la abundancia de recurso (carroña y otros organismos) que habría en dichas estaciones. Los organismos acá beneficiados develan ser organismos excavadores, según su Estilo de Vida.

A pesar de que los herbívoros fueron los menos abundantes (~5% del total), en el análisis por estaciones se pudo observar un patrón. En las estaciones E–06, 10 y 11 fue que se registraron mayores abundancias que en el resto (24, 52 y 34 ind/0.1m² respectivamente). Dicha abundancia podría estar relacionada con las densas poblaciones de macroalgas que se han registrado en esas zonas (Rakusa-Suszczewski & Nedzarek, 2002); pues en verano, a causa del raspado de los hielos, ciertas especies perennes están restringidas al submareal. En la E–11, los herbívoros pudieron haber estado aprovechando la presencia de algas filamentosas de menor tamaño pero de rápido crecimiento como *Urospora penicilliformis* y *Ulothrix sp.* (Oliveira, Absher, Pellizzari, & Oliveira, 2009).

Los organismos sésiles fueron los menos abundantes en lo que al grupo funcional de motilidad respecta. Esto podría ser atribuido al rango de profundidad que exhibe el fiordo en general, dado que vendría a considerársele como somero. Estudios previos han propuesto que los 30m representan un límite zoológico importante para el bentos de fondos blandos en la Bahía de Almirantazgo (Pabis et al., 2011). Dado que el raspado de los hielos es más frecuente en zonas menos profundas (Echeverría & Paiva, 2006), esto podría estar interviniendo en la disponibilidad de hábitats aptos

para el asentamiento de organismos sésiles. Esta preferencia según la profundidad de parte de los organismos sésiles ha sido ampliamente constatada (De Broyer et al., 2014; J. Gutt, 2007; J. Gutt et al., 2012).

Las esferas de similitud mostradas en este trabajo (Figura 9–A) jamás unieron estaciones interiores (Int) con exteriores (Ext), indicio suficiente como para asumir que el efecto glaciar pudo ser un agente de diferenciación entre estaciones. Existe vasta evidencia confirmando la influencia glaciar sobre las comunidades aledañas. Al respecto, se ha mencionado que debería haber una gradiente con aumento en la diversidad sistemática (taxonómica) conforme halla un distanciamiento al glaciar (Thrush et al., 2010). En el presente estudio dicha afirmación fue develada a pesar del escalamiento espacial (menor que el del trabajo citado), dado que se ha identificado que el efecto indirecto de los hielos es capaz de generar diferenciación en la composición de especies recién a partir de los 8 Km de distanciamiento a glaciares (J. Gutt, 2001).

La gradiente de salinidad a distintas profundidades exhibió una orientación longitudinal (oriental–occidental). Bajo esta óptica, no se observó la influencia directa del glaciar Domeyko en la salinidad superficial de las estaciones interiores (Int), sino más bien, presumiblemente esta gradiente obedeció a las rutas que toman las corrientes superficiales que entran por el margen oriental del fiordo, trayendo consigo hielos flotantes (sea–ices) que son los que estarían alterando la salinidad en la columna de agua (Figura 13).

Los factores físicos que actúan como estresores, tienen menor influencia directa en estaciones más profundas (>30m). Empero las interacciones biológicas tales como la competencia, predación, tasa de asentamiento larvario y el éxito post–asentamiento, son fuerzas que toman mayor importancia al momento de estructurar la comunidad macrozoobentónica (Sahade et al., 1998).

La E–02, a pesar de estar cercana al glaciar, parece ser la prolongación de una lengua de mayor salinidad que proviene de las aguas abiertas de la Bahía de Almirantazgo: aguas con influencia oceánica, por ende más salinas (Pruszek, 1980; Rakusa-Suszczewski, 1995). Es claro, al menos para las mediciones superficiales, que las gradientes de temperatura y salinidad ejercieron una orientación que obedece a los patrones de corrientes marinas superficiales del fiordo (Figura 11 & ANEXO 2). Asimismo, en expediciones previas al ANTAR XXI se ha observado que la agrupación de la comunidad bentónica –de acuerdo con el modo de alimentación– podría estar ordenándose según dichas corrientes (Moreno et al., 2014). Esto asegura que mediante el enfoque funcional se puede detectar una correlación con los factores abióticos, siendo las corrientes –en este caso particular– uno de los más importantes.

5.3 ESTRUCTURACIÓN MACROZOOBENTÓNICA ASOCIADA A FACTORES ABIÓTICOS

El rango de salinidad (33.4–34.2‰) resultó similar a la registrada en la ensenada Marian (perpendicular a Mackellar, hacia el extremo oeste de la Isla Rey Jorge). La temperatura en Mackellar, sin embargo, no registró en ningún momento valores por debajo de los 0°C a pesar de que ambos trabajos fueron realizados durante el verano austral. Existen dos posibles causas: la primera asociada a la fecha del muestreo con el que se está comparando (1996) y la segunda por la influencia glaciaria más intensa en la ensenada aledaña.

En la mayoría de estudios realizados en la bahía Almirantazgo suelen clasificar y diferenciar las estaciones según profundidades: zonas someras (4–30m), sublitoral medio (40–380m) y zonas de mayores profundidades (400–500m) (Pabis et al., 2011). Bajo esta clasificación, la Ensenada Mackellar estaría incluida como fiordo somero y con sublitoral medio hasta <100m. Es sabido que en las Islas Shetland del Sur la profundidad es importante para la distribución del macrozoobentos (Saiz-Salinas & Ramos, 1999; Saiz-Salinas, Ramos, Munilla, & Rauschert, 1998), pero al comparar los estudios que afirman esto, se deben tener en cuenta las escalas de estudio.

Tal como las zonas geográficas en su totalidad no responden unánimemente a las variaciones ambientales, tampoco lo hacen los organismos integrantes. Las ascidias (Clase Ascidiacea) tienen altas tasas de crecimiento, favorecidas con un reducido metabolismo basal y extendida longevidad (W. Arntz et al., 2005), además, son capaces de tolerar entierros sedimentológicos intensos (generados por la resuspensión y sedimentación). Lo antes dicho las convierte en muy efectivos competidores dentro de la categoría de suspensívoros. En cambio, existen otros grupos del mismo modo alimenticio, como los corales blandos (Subclase Octocorallia – Orden Alcyonacea), que reaccionan antagónicamente frente a estos pues dependen de mecanismos pasivos para remover el material depositado sobre sus pólipos y colonias (Kott, 1969).

Un desenlace que se prevé bajo un escenario de cambio climático acelerado es el aumento de procesos de sedimentación, resuspensión y colmatación del sedimento. Así, el calentamiento en el Ártico está influenciando no solo sobre la diversidad de las comunidades bentónicas, sino también está causando una simplificación funcional (Weslawski et al., 2011), sobre todo en las zonas más internas de los fiordos. Por ejemplo en la ensenada Hornsund (Isla Spitsbergen – Svalbard, Noruega) se encontró un aumento de la dominancia de depositívoros no selectivos, lo cual lleva a una

pérdida de funcionalidad ecosistémica (Kedra et al., 2010). Dicha ensenada es tomada como la análoga boreal de la Bahía de Almirantazgo, tanto por su morfología, hidrodinámica, y también por ser una de las zonas más muestreadas del Ártico, siendo ambas en cuestión utilizadas como laboratorios naturales de predicción físico-comunitaria (Kryztof Jazdzewski et al., 1995; Kedra et al., 2010; Wlodarska-Kowalczyk et al., 1998). Importantes representantes de los suspensívoros como lo son los briozoos exhiben bajos niveles de endemismo, esto se debe a que toleran amplios rangos de condiciones (como temperatura y salinidad), volviéndolos organismos potencialmente adaptables a las variantes ambientales (D. K. A. Barnes & Griffiths, 2007).

Es una convención global afirmar que el tipo de sustrato y el tamaño del grano determinan la estructura y distribución del zoobentos. Así, existen estaciones en áreas antárticas y subantárticas que dadas las propiedades sedimentarias de grano pequeño predominan organismos depositívoros móviles e infauna (J. Gutt, 2007). Sin embargo, esta relación sedimento-animal puede ser más variable de lo que normalmente se cree (Snelgrove & Butman, 1994), a causa de otros factores influyentes. El tamaño de partícula es controlado por la energía de ondas y corrientes (Roth & Wilson, 1998). Los sedimentos más gruesos son indicadores de detritus en resuspensión, éstos suelen ser así por el bajo impacto que tienen las corrientes lentas (Voß, 1988). Un estudio sedimentológico registró materia suspendida en valores >50mg/l en las inmediaciones de la E-04 y E-08 (Pecherzewski, 1980). Cabe recalcar que ambas son las estaciones orientadas hacia el borde oriental de sus respectivas secciones del fiordo. Dado que este margen es por donde ingresan las aguas de la Bahía de Almirantazgo, la fuerte energía de ingreso junto con procesos de la dinámica de los glaciares aledaños podría estar generando resuspensión de sedimentos en las inmediaciones de estas estaciones. Se esperaría entonces haber observado una mayor frecuencia de organismos depositívoros o suspensívoros, sin embargo, esto no se dio así, dado que los predadores y predadores-necrófagos fueron los dominantes en dichas estaciones. Por otro lado, en el Estrecho de Fildes (Isla Rey Jorge) turbulentas corrientes mareales con velocidades de hasta 2.5m/s causan continua advección lateral del alimento (Rauschert, 1991); lo cual es favorable para un gran número de especies (J. Gutt, 2007), como las incluidas en el grupo de suspensívoros. Los procesos de advección y transporte del alimento dependen a su vez de los vectores de velocidad y dirección de las corrientes. En estaciones de diferentes zonas antárticas en las que hay flujos más intensos de agua, se han registrado mayor abundancia de organismos suspensívoros sésiles (J. Gutt, 2007; J. Gutt, Griffiths HJ & Jones C., 2013; Janussen & Downey, 2014; Post et al., 2014). En el presente estudio, las corrientes se mostraron más intensas hacia la E-11 (39cm/s – Tabla 3 y Figura 11) las cuales son cercanas a las registradas

hacia la entrada de la Bahía de Almirantazgo (50cm/s), donde existe un brusco intercambio de aguas con las del estrecho de Bransfield (Pruszek, 1980; J. Sicinski et al., 2011). Dicha estación evidenció también el mayor número de organismos sésiles e incrustantes, donde justamente hubo mayor abundancia de representantes del Phylum Porifera. Estos resultados van de acuerdo con lo hallado en otras bahías antárticas. Cabe señalar que estas esponjas no son de la clase Hexactinellida (cóncavas y en forma de ánforas trucas (Janussen & Downey, 2014)), dado que las aquí halladas fueron incrustantes y carentes de la estructura común de las antes mencionadas. La profundidad de la estación y la vulnerabilidad al impacto de los hielos no es propicia para esponjas de mayores dimensiones. Asimismo, se atribuye a las corrientes como las causantes de la estructuración funcional vista pues en años previos, en esta misma área de estudio, se observó una respuesta a éstas muy similar, no sólo bajo el enfoque sistemático sino también bajo el funcional (Moreno et al., 2014).

La temperatura y el oxígeno disuelto fueron ligeramente menores a mayor profundidad, pero este no fue un patrón definido. En cambio, la salinidad sí lo hizo con patrones evidentes. En fiordos glaciomarineros como éste, la densidad del agua es básicamente controlada por la salinidad, mientras que la temperatura tiene un rol pequeño y sutil (Chang, Jun, Park, & Eo, 1990). En los perfiles que se han mostrado en la presente, se evidencia el mismo patrón. Esto se da por la cercanía a la escorrentía de agua dulce que deriva de los glaciares, siendo Domeyko el principal aportador. Estos patrones resultan comportarse parecido en escalas mayores de profundidad (500m) analizadas en la Bahía de Almirantazgo (J. Sicinski et al., 2011).

Tanto la salinidad_{20m}, que tuvo una media 34.07‰, como la profundidad promedio de 34.8m, están en el rango propuesto por Pruszek para las aguas de la Bahía de Almirantazgo a 25m (Pruszek, 1980). En el caso de la temperatura, la temporada de muestreo es un factor importante en delimitar los rangos de este parámetro. Sin embargo, éstos también están asociados a las masas de aguas predominantes que ingresan a la Bahía de Almirantazgo durante el verano austral, siendo éstas las del Mar de Bellingshausen que son más cálidas y menos salinas (2.3°C – 33.5‰).

La Península Antártica está incluida dentro de las tres áreas que exhiben un calentamiento regional rápido reciente ('RRR': recent rapid regional), siendo las otras dos la Siberia y el Ártico (Aronson et al., 2009; Barker, 2007; Raes et al., 2010). Dentro de los posibles desenlaces, el más evidente es la velocidad y frecuencia del desprendimiento glaciar y de las plataformas de hielo. Dado que este fenómeno despliega bloques de hielo flotantes sobre la superficie marina, esto deriva en ciertos aspectos tales como la reducción del área apta para el crecimiento fitoplanctónico y la duración de la etapa de crecimiento algal. Ambos actúan directamente sobre la productividad primaria

(hasta 40% menor que la normal) y consecuentemente la abundancia y el comportamiento del componente trófico superior (Arrigo, van Dijken, Ainley, Fahnestock, & T., 2002). Empero, este disturbio físico ejerce un efecto antagónico al anterior mediante un mecanismo alterno: cuando sucede el desprendimiento, la inercia se encarga de fondear los bloques macizos congelados alterando el entorno, aumentando la heterogeneidad del hábitat lo cual finalmente promueve un aumento de la β -diversidad a través de procesos de recolonización (J. Gutt, 2001; Koubbi et al., 2014).

Dada la escala espaciotemporal con la que se ha lidiado en el presente estudio, el enfoque integrado propuesto debe ser visto –por el momento– como una herramienta de análisis ecológico. Escrito esto, los resultados previamente expuestos no deben ser escalados con el deseo de afirmar, concluyentemente, la intervención de efectos directos potenciales del cambio climático (Worm et al., 2006). Esto es así pues las investigaciones a escalas espaciotemporales cortas podrían subestimar gravemente el efecto de la pérdida de diversidad sobre el funcionamiento ecosistémico (Frid & Caswell, 2014), dado que los efectos de la biodiversidad aumentan tanto en espacio como en tiempo (Cardinale et al., 2012).

VI. CONCLUSIONES

1. Los dos enfoques de análisis ecológico–comunitario correlacionaron de manera similar las matrices biótica y abiótica al considerar todas las variables físicas en conjunto. Sin embargo, al disgregar el análisis según estas variables, el enfoque funcional mostró mejores valores de correlación, a pesar de no ser estadísticamente significativa.
2. Bajo el enfoque funcional, las variables seleccionadas que en conjunto generaron mejor correlación fueron: a) la velocidad de las corrientes, b) la salinidad del agua y c) la profundidad a la cual se hallaba la estación de muestreo. Dichas variables explicaron en un 82% la variación ambiental de las matrices. Estos resultados dirigieron la atención hacia los procesos físicos asociados a la dinámica glacial (derretimiento, resuspensión y sedimentación) y a los patrones de corrientes oceánicas.
3. Los anfípodos, poliquetos sedentarios y moluscos bivalvos representaron ~60% del número total de individuos dentro de la ensenada Mackellar. Siendo el Subphylum Crustacea el más frecuente, mientras que los Phyla Cnidaria y Echinodermata fueron los más escasos.
4. Los depositívoros, detritívoros y predadores fueron los modos de alimentación que predominaron, siendo éstos omnívoros y obteniendo su alimento de la superficie del bentos mayoritariamente. La mayoría de organismos tuvieron cierto grado de capacidad locomotora. Estos patrones de dominancia se dieron por la suma de distintos factores: perfil de corrientes superficiales y de media agua, características del sedimento; y se hipotetiza que la dinámica glacial estuvo interviniendo a través de distintos vectores (cambio de salinidad, resuspensión del sedimento o posible formación de olas internas).
5. El análisis evidenció una gradiente de α -diversidad aumentando desde la sección interna del fiordo hacia la sección externa. La estación E–09 fue la más abundante en conteo total de organismos y especies; mientras que la E–11 fue la más diversa funcionalmente. Este comportamiento de la diversidad funcional en esta última estación se atribuyó a las corrientes que ingresan por el borde oriental de la Ensenada que traerían consigo masas de agua con nutrientes y velocidades favorables para ciertos organismos, así como al tipo de sustrato gravoso que facilita la fijación de algas las cuales son capaces de albergar diversas especies funcionales.

6. La riqueza funcional estuvo fuertemente relacionada con la riqueza de especies. La integración de ambos enfoques permitirá vislumbrar patrones de cambios a pequeña escala que a su vez obedecen a otros de mayor magnitud. Asimismo, esta sinergia permitirá proyectarse a escenarios futuros, ya que se ha visto que en conjunto tienen mayor capacidad predictora.

VII. RECOMENDACIONES

- Existe un espectro basado en el tamaño y biomasa del organismo el cual sería interesante evaluar (Saiz-Salinas & Ramos, 1999). Esto es más recomendable en caso se quiera obtener resultados concluyentes sin la necesidad de invertir mucho tiempo/recursos en la identificación taxonómica. Sería útil incorporar la medición de las biomásas, con el fin de lograr un análisis ABC (Comparación Abundancia/Biomasa por sus siglas en inglés). La biomasa es una medición bastante explicativa y permite añadir una variable en el análisis comunitario, pues ésta varía fuertemente de acuerdo al nivel de disturbio ecológico que se dé.
- La producción primaria es mayor durante el verano austral. Sin embargo sería muy útil empezar a analizar el acoplamiento bentopelágico con resultados certeros. Para hacerlo, no bastaría con analizar abundancias y densidades del fitoplancton, si no también acudir al análisis de los isótopos estables. Esto se puede lograr midiendo la proporción C:N (Carbono:Nitrógeno) tanto en el componente bentónico como en el pelágico. En la ensenada Mackellar, se asume que por su naturaleza de fiordo glaciomarino se trate de una cadena dominada por el sistema bentónico, pero nada es concluyente si no se comprueba.
- Para los aspectos biológicos, propondría analizar la composición del meiobentos (meiofauna) para vislumbrar la importancia de este componente menos estudiado.
- Existe un análisis ecológico–comunitario muy similar al propuesto en esta tesis llamado ‘Fuzzy Analysis’ (Alves, Veríssimo, Costa, & Marques, 2014; Pacheco et al., 2011; Paganelli et al., 2012; Törnroos, 2014). Por tratarse de un enfoque emergente se recomendaría tener al macrozoobentos antártico como un singular estudio de caso. Este análisis no pudo ser incorporado en la presente tesis por la dificultad estadística, las dimensiones de las matrices y el conocimiento de programación que demanda.
- Se recomienda evaluar más incisivamente los patrones de corrientes y las características del sedimento (granulometría), así como también evaluar los procesos físicos relacionados con la dinámica del fondo (resuspensión, advección y sedimentación). Esto podría analizarse mediante un estudio integrado: colocar data–loggers (de parámetros físicoquímicos), adjuntos al equipo oceanográfico (CTD y/o ADCP); así también considerar la instalación de trampas de sedimentos para poder tener más clara la figura de estos fenómenos ocurrientes en este fiordo glaciomarino capaz de proporcionar mejores respuestas.

- Frente a un escenario climático cambiante se puede predecir que la estructura comunitaria sería modificada. Es importante continuar con el monitoreo biológico y ambiental en este fiordo glaciomarino. Conforme se continúe con éste, se podrá ir verificando dicho efecto ambiental.

VIII. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abram, N. J., Mulvaney, R., Wolff, E. W., Triest, J., Kipfstuhl, S., Trusel, L. D., . . . Arrowsmith, C. (2013). Acceleration of snow melt in an Antarctic Peninsula ice core during the twentieth century. *Nature Geoscience*, 6, 404-411.
- Alves, A. S., Veríssimo, H., Costa, M. J., & Marques, J. C. (2014). Taxonomic resolution and Biological Traits Analysis (BTA) approaches in estuarine free-living nematodes. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 138, 69-78.
- Arntz, W., Thatje, S., Gerdes, D., Gili, J., Gutt, J., Jacob, U., . . . Teixidó, N. (2005). The Antarctic-Magellan connection: macrobenthos ecology on the shelf and upper slope, a progress report. *Scientia Marina*, 69(2), 237-269.
- Arntz, W. E., Brey, T., & Gallardo, V. A. (1994). Antarctic Zoobenthos. *Oceanography and Marine Biology: an Annual Review*, 32, 241-304.
- Aronson, R., Moody, R., Ivany, L., Blake, D., Werner, J., & Glass, A. (2009). Climate Change and Trophic Response of the Antarctic Bottom Fauna. *PLoS ONE*, 4(2), 1-6. doi: 10.1371/journal.pone.0004385
- Aronson, R., Thatje, S., Clarke, A., Peck, L., Blake, D., Wilga, C., & Seibel, B. (2007). Climate Change and Invasibility of the Antarctic Benthos. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 38, 129-154.
- Arrigo, K., van Dijken, L., Ainley, D. G., Fahnestock, M. A., & T., M. (2002). Ecological impact of a large Antarctic iceberg. *Geophysical Research Letters*, 29(7), 1-4. doi: Ecological impact of a large Antarctic iceberg
- Banse, K., & Hobson, K. (1974). *Benthic Errantiate Polychaetes of British Columbia and Washington* Ottawa, Canada: Fisheries and Marine Services.
- Barker, P. F. (2007). The history of Antarctic Peninsula glaciation. *US Geological Survey and The National Academies*. doi: doi:10.3133/of2007-1047.srp042
- Barnes, D., Griffiths, H., & Kaiser, S. (2009). Geographic range shift responses to climate change by Antarctic benthos: where we should look *Marine Ecology Progress Series*, 393, 13-26.
- Barnes, D., Linse, K., Enderlein, P., Smale, D., Fraser, K., & Brown, M. (2008). Marine richness and gradients at Deception Island, Antarctica. *Antarctic Science*, 20(3), 271-279.
- Barnes, D. K. A., Fenton, M., & Cordingley, A. (2014). Climate-linked iceberg activity massively reduces spatial competition in Antarctic shallow waters. *Current Biology*, 24(12), R553-R554.
- Barnes, D. K. A., & Griffiths, H. J. (2007). Biodiversity and biogeography of southern temperate and polar bryozoans. *Global Ecology and Biogeography*, 1-16.
- Barry, J. P. (1988). Hydrographic patterns in McMurdo Sound, Antarctica, and their relationship to local benthic communities. *Polar Biology*, 8, 377-391.
- Barry, J. P., & Dayton, P. K. (1988). Current patterns in McMurdo Sound, Antarctica and their relationship to local biotic communities. *Polar Biology*, 8, 367-376.
- Berbel, G., & Braga, E. (2013). Phosphorus in Antarctic surface marine sediments - Chemical speciation in Admiralty Bay. *Antarctic Science*, 26, 281-289. doi: 10.1017/S0954102013000552
- Berkman, P. A., Marks, D. S., & Shreve, G. P. (1986). Winter sediment resuspension in McMurdo Sound, Antarctica, and its ecological implications. *Polar Biology*, 6, 1-3.
- Beukema, J. J., Flach, E. C., Dekker, R., & Starink, M. (1999). A long-term study of the recovery of the macrozoobenthos on large defaunated plots on a tidal flat in the Wadden Sea. *Journal of Sea Research*, 42(3), 235-254.
- Birkenmajer, K. (1988). Tertiary glacial and interglacial deposits, South Shetland Islands, Antarctica: Geochronology versus biostratigraphy (A progress report). *Bulletin of the Polish Academy of Earth Sciences*, 36, 133-144.

- Birkenmajer, K., Gazdzicki, A., Krajewski, K. P., Przybycin, A., Solecki, A., Tatur, A., & Yoon, H. I. (2005). First Cenozoic glaciers in West Antarctica. *Polish Polar Research*, 26(1), 3-12.
- Blott, S., & Pye, K. (2001). Gradstat: A grain size distribution and statistics package for the analysis of unconsolidated sediments. *Earth Surface Processes and Landforms*, 26, 1237 - 1248.
- Brandt, A., & Gutt, J. (2011). Biodiversity of a unique environment: The Southern Ocean Benthos shaped and threatened by climate change. *Biodiversity Hotspots*, 503-526. doi: 10.1007/978-3-642-20992-5_25
- Bremner, J., Rogers, S. I., & Frid, C. L. J. (2003). Assessing functional diversity in marine benthic ecosystems: A comparison of approaches. *Marine Ecology Progress Series*, 254, 11-25.
- Brey, T., & Gerdes, D. (1997). Is Antarctic benthic biomass really higher than elsewhere? *Antarctic Science*, 9(3), 266-267.
- Brueggeman, P. (1998a). Annelida: Polychaetes, bristle worms, featherduster worms, leeches *Underwater Field Guide to Ross Island & McMurdo Sound, Antarctica*.
- Brueggeman, P. (1998). Arthropoda: Isopods *Underwater Field Guide to Ross Island & McMurdo Sound, Antarctica*.
- Brueggeman, P. (1998b). *Underwater Field Guide to Ross Island & McMurdo Sound, Antarctica*.
- Buchanan, J. B. (1984). *Sediment Analysis Methods for the study of marine benthos* (Vol. 3). Oxford: Blackwell Scientific Publications.
- Cardinale, B. J., Duffy, J. E., Gonzalez, A., Hooper, D. U., Perrings, C., Venail, P., . . . Naeem, S. (2012). Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*, 486, 59-67. doi: doi:10.1038/nature11148
- Cesar, C. P., & Frid, C. L. J. (2012). Benthic disturbance affects intertidal food web dynamics: implications for investigations of ecosystem functioning. *Marine Ecology Progress Series*, 466, 35-41.
- Clarke, A., Aronson, R., Crame, J., Gili, J., & Blake, D. (2004). Evolution and diversity of the benthic fauna of the Southern Ocean continental shelf. *Antarctic Science*, 16(4), 559-568. doi: 10.1017/S0954102004002329
- Clarke, A., Barnes, D. K. A., & Hodgson, D. A. (2005). How isolated is Antarctica? . *TRENDS in Ecology and Evolution*, 20(1), 1-3.
- Clarke, A., Griffiths, H. J., Linse, K., Barnes, D. K. A., & Crame, J. A. (2007). How well do we know the Antarctic marine fauna? A preliminary study of macroecological and biogeographical patterns in Southern Ocean gastropod and bivalve molluscs. *Diversity and Distributions*, 13, 620-632. doi: 10.1111/j.1472-4642.2007.00380.x
- Clarke, A., Holmes, L. J., & White, M. G. (1988). The annual cycle of temperature, chlorophyll and major nutrients at Signy Island, South Orkney Islands 1969-1982. *British Antarctic Survey Bulletin*, 80, 65-86.
- Clarke, A., Murphy, E. J., Meredith, M. P., King, J. C., & Peck, L. S. (2007). Climate change and the marine ecosystem of the Antarctic Peninsula. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 362, 149-166.
- Clarke, K. R. (1993). Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology*, 18, 117-143. doi: 10.1111/j.1442-9993.1993.tb00438.x
- Clarke, K. R., & Ainsworth, M. (1993). A method of linking multivariate community structure to environmental variables. *Marine Ecology Progress Series*, 92, 205-219.
- Clarke, K. R., & Gorley, R. N. (2006). *PRIMER v6: User Manual/Tutorial*. Plymouth, UK.
- Clarke, K. R., & Warwick, R. M. (2001). *Change in Marine Communities: An Approach to Statistical Analysis and Interpretation* (2nd ed.). Plymouth: PRIMER-E Ltd.
- Colwell, R., & Rangel, T. (2009). Hutchinson's duality: The once and future niche. *PNAS*, 106(2), 19651-19658.

- Coma, R., Ribes, M., Gili, J. M., & Zabala, M. (1998). An energetic approach to the study of life history traits of two modular colonial benthic invertebrates. *Marine Ecology Progress Series*, 162, 89-103.
- Constable, A., Melbourne-Thomas, J., Corney, S., Arrigo, K., Barbraud, C., Barnes, D., . . . Ziegler, P. (2014). Climate change and Southern Ocean ecosystems I: how changes in physical habitats directly affect marine biota. *Global Change Biology*, 1-22. doi: 10.1111/gcb.12623
- Convey, P., Aitken, S., di Prisco, G., Gill, M. J., Coulson, S. J., Barry, T., . . . Lewis, G. (2012a). The impacts of climate change on circumpolar biodiversity. *Biodiversity*, 13(3-4).
- Convey, P., Aitken, S., di Prisco, G., Gill, M. J., Coulson, S. J., Barry, T., . . . Lewis, G. (2012b). The impacts of climate change on circumpolar biodiversity. *Biodiversity*, 13(3,4), 1-10.
- Corbisier, T., Petti, M., Skowronski, R., & Brito, T. (2004). Trophic relationships in the nearshore zone of Martel Inlet (King George Island, Antarctica): $\delta^{13}\text{C}$ stable-isotope analysis. *Polar Biology*, 27, 75-82.
- Chang, K. I., Jun, H. K., Park, G. T., & Eo, Y. S. (1990). Oceanographic conditions of Maxwell Bay, King George Island, Antarctica (austral summer 1989). *Korean Journal of Polar Research*, 1, 27-46.
- Charvet, S., Kosmala, A., & Statzner, B. (1998). Biomonitoring through biological traits of benthic macroinvertebrates: perspectives for a general tool in stream management *Arch Hydrobiol*, 142(4), 415-432.
- Cheung, W., Lam, W., Sarmiento, J. L., Kearney, K., Watson, R., & Pauly, D. (2009). Projecting global marine biodiversity impacts under climate change scenarios. *Fish and Fisheries*, 10, 235-251.
- Darwin, C. (1896). *The Origin of Species by Means of Natural Selection, Or, The Preservation of Favored Races in the Struggle for Life*: D. Appleton.
- Dayton, P. K. (1990). Polar benthos *Polar Oceanography. Part B: Chemistry, Biology and Geology* (pp. 631-685). San Diego, Ca, USA: Academic Press.
- Dayton, P. K., Robilliard, G. A., Paine, R. T., & Dayton, L. B. (1974). Biological accommodation in the benthic community at McMurdo Sound, Antarctica. *Ecological Monographs*, 44, 105-128.
- Dayton, P. K., Robilliard, G. A., & Paine, R. T. (1970). Benthic fauna zonation as a result of anchor ice at McMurdo Sound, Antarctica. In M. W. Holdgate (Ed.), *Antarctic Ecology* (Vol. 1, pp. 244-257). London: Academic Press.
- De Broyer, C. (2007). Catalogue of the Gammaridean and Corophiidean Amphipoda (Crustacea) of the Southern Ocean with distribution and ecological data. In C. De Broyer (Ed.), *Synopsis of the Amphipoda of the Southern Ocean* (Vol. 1): Census of Antarctic Marine Life.
- De Broyer, C., & Danis, B. (2010). How many species in the Southern Ocean? Towards a dynamic inventory of the Antarctic marine species. *Deep-Sea Research II*. doi: 10.1016/j.dsr2.2010.10.007
- De Broyer, C., Koubbi, P., Griffiths, H. J., Raymond, B., d', U. d. A. C., & Van de Putte, A. P. D. B., David B., Grant S., Gutt J., Held C., Hosie G., Huettmann F., Post A., Ropert-Coudert Y. (eds.). (2014). *Biogeographic Atlas of the Southern Ocean*. Cambridge, UK: Scientific Committee on Antarctic Research.
- DeConto, R. M., & Pollard D. (2003). Rapid Cenozoic glaciation of Antarctica induced by declining atmospheric CO_2 . *Nature*, 42(16), 245-249.
- Deflandre, B., Galindo, A., Maire, O., Schmidt, S., Bichon, S., Coste, L., . . . Yoneshigue-Valentin, Y. (2013). *Spatial distribution and lability of sedimented organic matter in the surface sediments of Admiralty Bay (King George Island, Antarctic Peninsula)*. Paper presented at the French Brazilian Meeting, Buzios, Brasil.
- Díaz, S., Purvis, A., Cornelissen, C., Mace, G., Donoghue, M. J., Ewers, R. M., . . . Pearce, W. D. (2013). Functional traits, the phylogeny of function, and ecosystem

- service vulnerability. *Ecology and Evolution*, 3(9), 2958-2975. doi: 10.1002/ece3.601
- Downey, R. V., Griffiths, H. J., Linse, K., & Janussen, D. (2012). Diversity and Distribution Patterns in High Southern Latitude Sponges. *PLoS ONE*, 7(7). doi: doi:10.1371/journal.pone.0041672
- Dunbar, R. B., Anderson, J. B., & Domack, E. W. (1985). Oceanographic influences on sedimentation along the Antarctic continental shelf. *Antarctic Research Series*, 43, 291-311.
- Echeverría, C., & Paiva, P. (2006). Macrofaunal shallow benthic communities along a discontinuous annual cycle at Admiralty Bay, King George Island, Antarctica. *Polar Biology*, 29, 263-269.
- Fauchald, K., & Jumars, P. A. (1979). The diet of Worms: A study of Polychaete Feeding Guilds. *Oceanography and Marine Biology: an Annual Review*, 17, 193-284.
- Frid, C. L. J., & Caswell, B. A. (2014). Is long-term ecological functioning stable: The case of the marine benthos? *Journal of Sea Research*. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.seares.2014.08.003>
- Gardner, W. D. (1980). Sediment trap dynamics and calibration: a laboratory evaluation. *Journal of Marine Research*, 38(1), 17-39.
- Gili, J. M., Coma, R., Orejas, C., López-González, P., & Zabala, M. (2001). Are Antarctic suspension-feeding communities different from those elsewhere in the world? *Polar Biology*, 24, 473-485.
- Grange, L., & Smith, C. (2013). Megafaunal Communities in Rapidly Warming Fjords along the West Antarctic Peninsula: Hotspots of Abundance and Beta Diversity. *PLoS ONE*, 8(11). doi: 10.1371/journal.pone.0077917
- Gutt, J. (2001). On the direct impact of ice on marine benthic communities, a review. *Polar Biology*, 24, 553-564.
- Gutt, J. (2007). Antarctic macro-zoobenthic communities: a review and a ecological classification. *Antarctic Science*, 19(2), 165-182. doi: 10.1017/S0954102007000247
- Gutt, J., Adams, B., Bracegirdle, T., Cowan, D., Cummings, V., di Prisco, G., . . . Xavier, J. (2013). Antarctic Thresholds - Ecosystem Resilience and Adaptation: a new SCAR-Biology Programme. *Polarforschung*, 82(2), 147-150.
- Gutt, J., Griffiths HJ & Jones C. (2013). Circumpolar overview and spatial heterogeneity of Antarctic macrobenthic communities. *marine Biodiversity*, 43, 481-487. doi: 10.1007/s12526-013-0152-9
- Gutt, J., Sirenko, B., Smirnov, I., & Arntz, W. E. (2004). How many macrozoobenthic species might inhabit the Antarctic shelf? . *Antarctic Science*, 16(01), 11-16. doi: 10.1017/S0954102004001750.
- Gutt, J., & Starmans, A. (1998). Structure and biodiversity of megabenthos in the Weddell and Lazarev Seas (Antarctic): ecological role of physical parameters and biological interactions. *Polar Biology*, 20, 229-247.
- Gutt, J., Zurell, D., Bracegridle, T., Cheung, W., Clark, M., Convey, P., . . . Grimm, V. (2012). Correlative and dynamic species distribution modelling for ecological predictions in the Antarctic: a cross-disciplinary concept. *Polar Research*, 31.
- Hartman, O. (1964). Polychaeta Myzostomidae and Sedentaria of Antarctica *Antarctic Research Series*, 7.
- Hobson, K. D., & Banse, K. (1981). *Sedentariate and archiannelid polychaetes of British Columbia and Washington*. Ottawa, Canada: Department of Fisheries and Oceans
- Hoegh-Guldberg, O., Cai, R., Poloczanska, E. S., Brewer, P. G., Sundby, S., Hilmi, K., . . . Jung, S. (2014). The Ocean. In O. L. Turley C. (Ed.), *Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part B: Regional Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* (pp. 1655-1731). Cambridge, UK and New York, USA.

- Howe, J. A., Austin, W. E. N., Forwick, M., & Paetzel, M. (2010). Fjord Systems and Archives (pp. 344). London: Geological Society.
- Hulot, F., Lacroix, G., & Loreau, M. (2014). Differential responses of size-based functional groups to bottom-up and top-down perturbations in pelagic food webs: a meta-analysis. *Oikos*, *000*, 001-010. doi: 10.1111/oik.01116
- Hutchinson, G. E. (1957). Concluding Remarks. *Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology*, *22*, 415-427.
- IPCC. (2013). *Climate Change 2013: The Physical Basis* (T. F. Stocker, Qin D., Plattner G.K., Tignor M., Allen S.K., Boschung J., Nauels A., Xia Y., Bex V., & Midgley P.M. Ed.). Cambridge, United Kingdom & New York, USA: Cambridge University Press.
- Janussen, D., & Downey, R. V. (2014). Porifera *Biogeographic Atlas of the Southern Ocean* (pp. 94-102). Cambridge: Scientific Committee on Antarctic Research.
- Jazdzewski, K., Jurasz, W., Kittel, W., Pressler, E., Presler, P., & Sicinski, J. (1986). Abundance and Biomass estimates of the benthic Fauna in Admiralty Bay, King George Island, South Shetland Islands. *Polar Biology*, *6*, 5-16.
- Jazdzewski, K., Weslawski, J. M., & De Broyer, C. (1995). A comparison of the Amphipod faunal diversity in two polar fjords: Admiralty Bay, King George Island (Antarctic) and Hornsund, Spitsbergen (Arctic). *Polskie Archiwum Hydrobiologii*, *42*(4), 367-384.
- Jumars, P. A., Dorgan, K. M., & Lindsay, S. M. (2014). Diet of Worms Emended: An update of Polychaete Feeding Guilds. *Annual Review of Marine Sciences*, *7*, 1-42.
- Kaiser, S., Brandao, S., Brix, S., Barnes, D., Bowden, D., Ingels, J., . . . Yasuhara, M. (2013). Patterns, processes and vulnerability of Southern Ocean benthos: A decadal leap in knowledge and understanding. *Marine Biology*. doi: 10.1007/s00227-013-2232-6
- Kedra, M., Gromisz, S., Jaskula, R., Legezyska, J., Maciejewska, B., Malec, E., . . . Weslawski, J. (2010). Soft bottom macrofauna of al All Taxa Biodiversity Site: Hornsund (77°N, Svalbard). *Polish Polar Research*, *31*(4), 309-326.
- Kedra, M., Kulinski, K., Walkusz, W., & Legezyska, J. (2012). The shallow benthic food web structure in the high Arctic does not follow seasonal changes in the surrounding environment. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, *114*, 183-191.
- Kedra, M., Renaud, P., Andrade, H., Goszczko, I., & Ambrose, W. (2012). Benthic community structure, diversity, and productivity in the shallow Barents Sea bank (Svalbard Bank). *Marine Biology*. doi: 10.2478/v10183-010-0008-y
- King, J. R., & McFarlane, G. A. (2003). Marine fish life history strategies: applications to fishery management. *Fisheries Management and Ecology*, *10*, 249-264.
- Kott, P. (1969). *Antarctic Ascidiacea* (Vol. 13): American Geophysical Union
- Koubbi, P., De Broyer, C., Griffiths, H. J., Raymond, B., d'Udekem d'Acoz, C., Van de Putte, A. P., . . . Wadley, V. (2014). Conclusions: Present and Future of Southern Ocean Biogeography *Biogeographic Atlas of the Southern Ocean* (pp. 470-475). Cambridge, UK: Scientific Committee on Antarctic Research.
- Kristensen, M. (1983). Iceberg calving and deterioration in Antarctica. *Progress Physical Geography*, *7*, 313-329.
- Larsen, J. N., Anisimov, O. A., Constable, A., Hollowed, A., Maynard, N., Prestrud, P., . . . Stone, J. (2014). Polar Regions. In S. F. Ananicheva M. (Ed.), *Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part B: Regional Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* (pp. 1567-1612). Cambridge, UK & New York, USA.
- LeCroy, S. E. (2002). An illustrated identification guide to the nearshore marine and estuarine Gammaridean Amphipoda of Florida (Vol. 2 pp. 1-300). Mississippi, USA: USM School of Ocean and Earth Sciences.

- LeCroy, S. E. (2004). An illustrated identification guide to the nearshore marine and estuarine Gammaridean Amphipoda of Florida (Vol. 3 pp. 1-501). Mississippi, USA: USM School of Ocean and Earth Sciences.
- Legezynska, J., Kedra, M., & Walkusz, W. (2012). When season does not matter: summer and winter trophic ecology of Arctic amphipods. *Hydrobiologia*, 684, 189-214. doi: 10.1007/s10750-011-0982-z
- Levinton, J., & Kelaher, B. (2004). Opposing forces of deposit-feeding marine communities. *Experimental Marine Biology and Ecology*, 300, 65-82. doi: 10.1016/j.jembe.2003.12.008
- Lisicin, A. P. (1974). *Osadkoobrazovanie v okeanach*. Moscú.
- Loreau, M., & de Mazancourt, C. (2013). Biodiversity and ecosystem stability: a synthesis of underlying mechanisms. *Ecology Letters*, 16, 106-115. doi: doi: 10.1111/ele.12073
- Loreau, M., Downing, A., Emmerson, M., Gonzalez, A., Hughes, J., Inchausti, P., . . . Sala, O. (2002). A new look at the relationship between diversity and stability *Biodiversity and Ecosystem Functioning: Synthesis and Perspectives* (pp. 79-91). Great Britain: Oxford University Press.
- Loreau, M., Mouquet, N., & Gonzalez, A. (2003). Biodiversity as spatial insurance in heterogeneous landscapes. *100*(2), 12765–12770.
- Loreau, M., Naeem, S., Inchausti, P., Bengtsson, J., Grime, J. P., Hector, A., . . . Wardle, D. A. (2001). Biodiversity and Ecosystem Functioning: Current Knowledge and Future Challenges. *Science*, 294, 1-5.
- Lyell, C. (1835). *Principles of Geology: An Attempt to Explain the Former Changes of the Earth* (Vol. 1). London: Geological Society of London.
- Macdonald, T. A., Burd, B. J., Macdonald, V. I., & van Roodselaar, A. (2010). Taxonomic and Feeding Guild Classification for the Marine Benthic Macroinvertebrates of the Strait of Georgia, British Columbia *Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences* 2874 (pp. iv + 63p). British Columbia: Fisheries and Oceans, Canada.
- Malvé, M., Gordillo, S., & Rivadeneira, M. (2014). Estructura de las comunidades bentónicas en tres sitios de las Islas Shetland del Sur (Antártida): Patrones de diversidad, composición y tamaños corporales. *Anales Instituto Patagonia (Chile)*, 42(1), 53-62.
- Meredith, M., & King, J. (2005). Rapid climate change in the ocean west of the Antarctic Peninsula during the second half of the 20th century. *Geophysical Research Letters*, 32. doi: 10.1029/2005GL02404
- Mintenbeck, K. (2008). *Trophic Interactions within High Antarctic Shelf Communities Food Web Structure and the Significance of Fish*. (Dr. rer. nat.), Universität Bremen Bremerhaven, Germany.
- Moreno, B., Pacherres, C. O., & Indacochea, A. (2014). *Spatial distribution of the macrobenthos at the Mackellar Inlet - King George Island: Explanations using systematic and trophic grouping approaches*. Paper presented at the XXXIII SCAR Open Science Conference, Auckland, New Zealand.
- Mühlenhardt-Siegel, U. (1988). Some results on quantitative investigations of macrozoobenthos in the Scotia Arct (Antarctica). *Polar Biology*, 8, 241-248.
- Mulvaney, R., Abram, N. J., Hindmarsh, R. C. A., Arrowsmith, C., Fleet, L., Triest, J., . . . Ford, S. (2012). Recent Antarctic Peninsula warming relative to Holocene climate and ice-shelf history. *Nature*, 489(7414), 141-144. doi: <http://www.nature.com/nature/journal/v489/n7414/abs/nature11391.html#supplementary-information>
- Nyssen, F., Brey, T., Dauby, P., & Graeve, M. (2005). Trophic Position of Antarctic Amphipods - Enhanced analysis by a 2-dimensional biomarker assay. *Marine Ecology Progress Series*, 72-104.
- O'Cofaigh, C., Davies, B. J., Livingstone, S. J., Smith, J. A., Johnson, J. S., Hocking, E. P., . . . Simms, A. R. (2014). Reconstruction of ice-sheet changes in the Antarctic

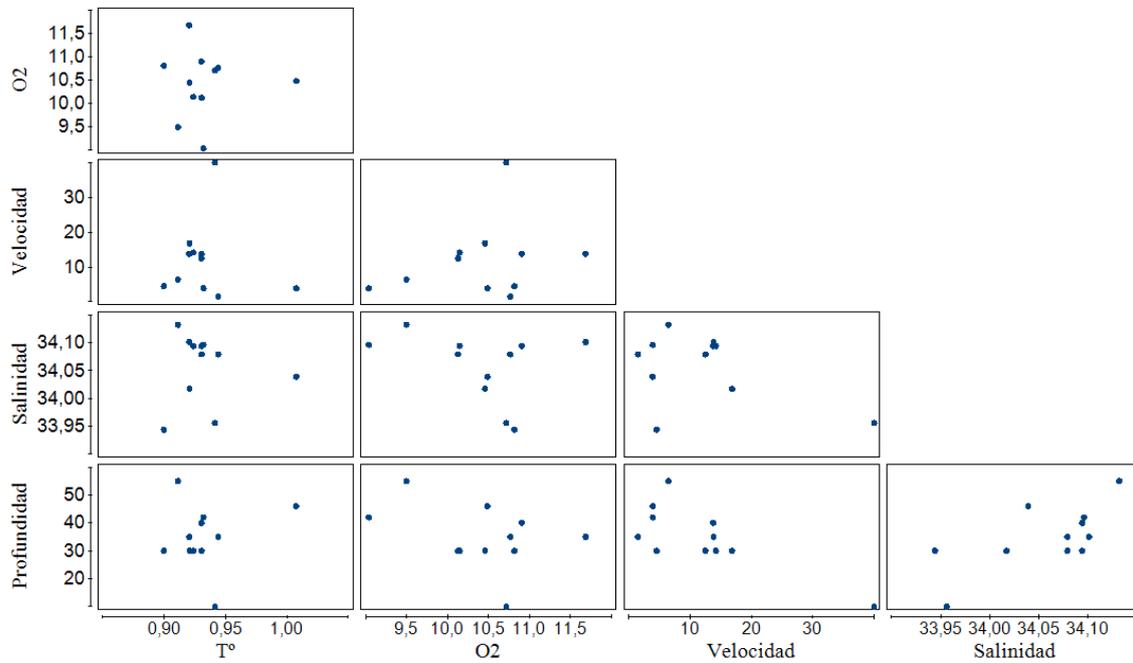
- Peninsula since the Last Glacial Maximum. *Quaternary Science Review*, 100, 87-110. doi: 10.1016/j.quascirev.2014.06.023
- Obermüller, B., Truebano, M., Peck, L., Eastman, J., & Morley, S. (2013). Reduced seasonality in elemental CHN composition of Antarctic marine benthic predators and scavengers. *Experimental Marine Biology and Ecology*, 446, 328-333.
- Oliveira, E., Absher, T., Pellizzari, F., & Oliveira, M. (2009). The seaweed flora of Admiralty Bay, King George Island, Antarctic. *Polar Biology*, 32, 1639-1647.
- Orejas, C., Gili, J., & Arntz, W. E. (2003). Role of small-plankton communities in the diet of two Antarctic octocorals (*Primnois antarctica* and *Primnoella* sp.). *Marine Ecology Progress Series*, 250, 105-116.
- Orejas, C., Gili, J. M., Arntz, W. E., Ros, J. D., López, P. J., Teixidó, N., & Filipe, P. (2000). Benthic suspension feeders, key players in Antarctic marine ecosystems? *Contributions to Science*, 1(3), 299-311.
- Pabis, K., Hara, U., Presler, P., & Sicinski, J. (2014). Structure of bryozoan communities in an Antarctic glacial fjord (Admiralty Bay, South Shetlands). *Polar Biology*, 37, 737-751.
- Pabis, K., Kedra, M., & Gromisz, S. (2014). Distinct or similar? Soft bottom polychaete diversity in Arctic and Antarctic glacial fjords. *Hydrobiologia*. doi: 10.1007/s10750-014-1991-5
- Pabis, K., Sicinski, J., & Krymarys, M. (2011). Distribution patterns in the biomass of macrozoobenthic communities in Admiralty Bay (King George Island, South Shetlands, Antarctic). *Polar Biology*, 34, 489-500.
- Pacheco, A. S., González, M. T., Bremmer, J., Oliva, M., Heilmayer, O., Laudien, J., & Riascos, J. M. (2011). Functional diversity of marine macrobenthic communities from sublittoral soft-sediment habitats off northern Chile. *Helgoland Marine Research*, 65, 413-424.
- Padilla, D. K., & Allen, B. J. (2000). Paradigm lost: Reconsidering functional form and group hypotheses in marine ecology. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 250, 207-221. doi: 10.1016/S0022-0981(00)00197-0
- Paganelli, D., Marchini, A., & Occhipinti-Ambrogi, A. (2012). Functional structure of marine benthic assemblages using Biological Traits Analysis (BTA): A study along the Emilia-Romagna coast (Italy, NW Adriatic Sea). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 96, 245-256. doi: 10.1016/j.ecss.2011.11.014
- Pecherzewski, K. (1980). Distribution and quantity of suspended matter in Admiralty Bay (King George Island, South Shetland Islands). *Polish Polar Research*, 1(1), 75-82.
- Pianka, E. R. (1980). Guild structure in desert lizards. *Oikos*, 35, 194-201.
- Pickett, S. T. A., Kolasa, J., Armesto, J., & Collins, S. L. (1989). The Ecological Concept of Disturbance and Its Expression at Various Hierarchical Levels. *Oikos*, 54(2), 129-136.
- Pichlmaier, M., Aquino, F., Da-Silva, C. S., & Braun, M. (2004). Suspended sediments in Admiralty Bay, King George Island (Antarctica). *Pesquisa Antártica Brasileira*, 4, 77-85.
- Post, A. L., Galton-Fenzi, B. K., Riddle, M. J., Herraiz-Borreguero, L., O'Brien, P. E., Hemer, M. A., . . . Craven, M. (2014). Modern sedimentation, circulation and life beneath the Amery Ice Shelf, East Antarctica. *Continental Shelf Research*, 74, 77-87. doi: 10.1016/j.csr.2013.10.010
- Pruszek, Z. (1980). Currents circulation in the waters of Admiralty Bay (region of Arctowski Station on King George Island). *Polish Polar Research*, 1(1), 55-74.
- Pugh, P., & Davenport, J. (1997). Colonisation vs. Disturbance: the effects of sustained ice-scouring on intertidal communities. *Experimental Marine Biology and Ecology*, 210, 1-21.
- QGIS. Quantarctica: An Antarctic GIS package. from https://www.qgis.org/en/site/about/case_studies/antarctica.html

- Raes, M., Rose, A., & Vanreusel, A. (2010). Response of nematode communities after large-scale ice-shelf collapse events in the Antarctic Larsen area. *Global Change Biology*, 16, 1618-1631. doi: 10.1111/j.1365-2486.2009.02137.x
- Rakusa-Suszczewski, S. (1995). The hydrography of Admiralty Bay and its inlets, coves and lagoons (King George Island, Antarctica). *Polish Polar Research*, 16(1), 61-70.
- Rakusa-Suszczewski, S., & Nedzarek, A. (2002). Whale bones and macroalgae as sources of nutrients and cations in the near-shore geocosystem of Admiralty Bay (King George Island, Antarctica). *Polish Journal of Ecology*, 50, 389-396.
- Rauschert, M. (1991). Ergebnisse der faunistischen Arbeiten im Benthal von King George Island (Südshetlandinseln, Antarktis). *Ber. Polarforsch*, 76, 1-75.
- Rhoads, D., & Young, D. (1970). The Influence of Deposit-feeding organisms on Sediment Stability and community Trophic Structure. *Journal of Marine Research*, 28(2), 150-178.
- Riisgård, H. U., & Kamermans, P. (2001). Switching between Deposit and Suspension Feeding in Coastal Zoobenthos.
- Robakiewicz, M., & Rakusa-Suszczewski, S. (1999). Application of 3D circulation model to Admiralty Bay, King George Island, Antarctica. *Polish Polar Research*, 20(1), 43-58.
- Root, R. B. (1967). The Niche Exploitation Pattern of the Blue-Gray Gnatcatcher. *Ecological Monographs*, 37(4), 317-350.
- Rossi, S., & Gili, J. M. (2009). Near bottom phytoplankton and seston: importance in the pelagic-benthic coupling processes. In W. T. Kersey, & Munger S.P. (Ed.), *Marine Phytoplankton*.
- Roth, S., & Wilson, J. G. (1998). Functional analysis by trophic guilds of macrobenthic community structure in Dublin Bay, Ireland. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 222, 195-217.
- Sahade, R., Tatián, M., Kowalke, J., Kühne, S., & Esnal, G. B. (1998). Benthic faunal associations on soft substrates at Potter Cove, King George Island, Antarctica. *Polar Biology*, 19(2), 85-91. doi: 10.1007/s003000050218
- Saiz-Salinas, J., & Ramos, A. (1999). Biomass size-spectra of macrobenthic assemblages along water depth in Antarctic. *Marine Ecology Progress Series*, 178, 221-227.
- Saiz-Salinas, J., Ramos, A., Munilla, T., & Rauschert, M. (1998). Changes in the biomass and dominant feeding mode of benthic assemblages with depth off Livingston Island (Antarctica). *Polar Biology*, 19, 424-428.
- Sarukhanyan, E., & Tokarczyk, R. (1988). Coarse-scale hydrological conditions in Admiralty Bay, King George Island, West Antarctica, summer 1982. *Polish Polar Research*, 9(1), 121-132.
- Saucède, T., Pierrat, B., Danis, B., & David, B. (2014). Biogeographic Processes in the Southern Ocean *Biogeographic Atlas of the Southern Ocean* (pp. 456-463). Cambridge, UK: Scientific Committee on Antarctic Research.
- SCAR. (2014). Antarctic Digital Database version 6.0. 2015, from <http://add.scar.org/home/add6>
- Schiaparelli, S. (2014). Biotic Interactions *Biogeographic Atlas of the Southern Ocean* (pp. 245-252). Cambridge, UK: Scientific Committee on Antarctic Research.
- Schleuter, D., Daufresne, M., Massol, F., & Argillier, C. (2010). A user's guide to functional diversity indices. *Ecological Monographs*, 80(3), 469-484.
- Sicinski, J., Jazdzewski, K., De Broyer, C., Presler, P., Ligowski, R., Nonato, E., . . . Campos, L. (2011). Admiralty Bay Benthos Diversity - A census of a complex polar ecosystem. *Deep-Sea Research II*, 58, 30-48.
- Sicinski, J., Pabis, K., Jazdzewski, K., Konopacka, A., & Blazewicz-Paszkowycz, M. (2011). Macrozoobenthos of two Antarctic glacial coves: A comparison with non-disturbed bottom areas. *Polar Biology*. doi: 10.1007/s00300-011-1081-3

- Sigman, D., Hain, M. P., & Haug, G. H. (2010). The polar ocean and glacial cycles in atmospheric CO₂ concentration. *Nature*, *446*(7302), 47–55.
- Simberloff, D., & Dayan, T. (1991). The Guild Concept and the Structure of Ecological Communities. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, *22*, 115-143.
- Smale, D. (2007). Ice disturbance intensity structures benthic communities in nearshore Antarctic waters. *Marine Ecology Progress Series*, *349*, 89-102.
- Smale, D., & Barnes, D. (2008). Likely responses of the Antarctic benthos to climate-related changes in physical disturbance during the 21st century, based primarily on evidence from the West Antarctic Peninsula region. *Ecography*, *31*, 289-305. doi: 10.1111/j.2008.0906-7590.05456.x
- Snelgrove, P. V. R., & Butman, C. A. (1994). Animal-Sediment relationships revisited: Cause versus Effect. *Oceanography and Marine Biology: an Annual Review*, *32*, 111-177.
- Sokolowski, A., Wolowicz, M., Asmus, H., Asmus, R., Carlier, A., Gasiunaitė, Z., . . . Kedra, M. (2012). Is benthic food web structure related to diversity of marine macrobenthic communities? . *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, *108*, 76-86.
- Southwood, T. R. E. (1977). Habitat, the Templet for Ecological Strategies? *Journal of Animal Ecology*, *46*(2), 336-365.
- Sswat, M., Gulliksen, B., Menn, I., Sweetman, A. K., & Piepenburg, D. (2015). Distribution and composition of the epibenthic megafauna north of Svalbard (Arctic). *Polar Biology*. doi: 10.1007/s00300-015-1645-8
- Starmans, A., & Gutt, J. (2002). Mega-epibenthic diversity: A polar comparison. *Marine Ecology Progress Series*, *225*, 45-52.
- Stevens, R. D., Cox, S. B., Strauss, R. E., & Willig, M. R. (2003). Patterns of ecological functional diversity across an extensive environmental gradient: vertebrate consumers, hidden treatments and latitudinal trends. *Ecology Letters*, *6*, 1099-1108. doi: 10.1046/j.1461-0248.2003.00541.x
- Thatje, S., Hillenbrand, C. D., & Larter, R. (2005). On the origin of Antarctic marine benthic community structure. *Ecology and Evolution*, *20*(10), 534-540. doi: 10.1016/j.tree.2005.07.010
- Thrush, S. F., Hewitt, J. E., Cummings, V. J., Norkko, A., & Chiantore, M. (2010). β-Diversity and Species Accumulation in Antarctic Coastal Benthos: Influence of Habitat, Distance and Productivity on Ecological Connectivity. *PLoS ONE*, *5*(7), e11899. doi: 10.1371/journal.pone.0011899
- Törnroos, A. (2014). *Interpreting marine benthic ecosystem functioning in coastal waters: validating the biological trait concept*. (PhD PhD), Åbo Akademi University, Åbo, Finland.
- Törnroos, A., Bonsdorff, E., Bremner, J., Blomqvist, M., Josefson, A. B., Garcia, C., & Warzocha, J. (2014). Marine benthic ecological functioning over decreasing taxonomic richness. *Journal of Sea Research*.
- Turner, J., Bindschadler, R., Convey, P., di Prisco, G., Fahrbach, E., Gutt, J., . . . Summerhayes, C. (2009). *Antarctic Climate Change and the Environment* (J. Turner, Bindschadler R., Convey P., di Prisco G., Fahrbach E., Gutt J., Hodgson D., Mayewski P., & Summerhayes C. Ed.). Cambridge, United Kingdom: SCAR.
- Usseglio-Polatera, P., Bournaud, M., Richoux, P., & Tachet, H. (2000). Biomonitoring through biological traits of benthic macroinvertebrates: How to use species trait databases? *Hydrobiologia*, *422*(423), 153-162.
- Valiela, I. (1995). *Marine Ecological Processes*: Springer-Verlag New York.
- Violle, C., Navas, M., Vile, D., Kazakou, E., Fortunel, C., Hummel, I., & Garnier, E. (2007). Let the concept of trait be functional! . *Oikos*, *116*, 882-892. doi: 10.1111/j.2007.0030-1299.15559.x
- von Meyer, H. (1861). *Vogel-Ferden und Palpipes priscus von Solenhofen*. Stuttgart: Neues Jharbuch Min. Geol. Palaont.

- Voß, J. (1988). Zoogeographie und Gemeinschaftsanalyse des Makrozoobenthos des Weddellmeeres Antarktis. *Ber. Polarforsch.*, 45, 1-145.
- Wagner, G. P. (2010). The Measurement Theory of Fitness. *Evolution*, 64(5), 1358-1376. doi: 10.1111/j.1558-5646.2009.00909.x
- Wang, S., & Loreau, M. (2014). Ecosystem stability in space: α , β and γ variability *Ecology Letters*, 1-11. doi: 10.1111/ele.12292
- Wendt, H. (1971). *Ehe die Sintflut kam. Forscher entdecken die Urwelt*. München
- Weslawski, J., Kendall, M., Wlodarska-Kowaleczuk, M., Iken, K., Kedra, M., Legezynska, J., & Sejr, M. (2011). Climate change effects on Arctic fjord and coastal macrobenthic diversity-observations and predictions. *marine Biodiversity*, 41, 71-85. doi: 10.1007/s12526-010-0073-9
- White, M. G. (1984). Marine Benthos *Antarctic Ecology* (Vol. 2, pp. 421-461). London: Academid Press.
- Wlodarska-Kowalczyk, M., Wesawski, J. M., & Kotwicki, L. (1998). Spitsbergen glacial bays macrobenthos - a comparative study. *Polar Biology*, 20, 66-73.
- WMO. World Meteorological Organization Sea Ice Nomenclature draft. Retrieved December 12, 2014
- Worm, B., Barbier, E. B., Beaumont, N., Duffy, J. E., Folke, C., Halpern, B. S., . . . Watson, R. (2006). Impacts of biodiversity loss on ocean ecosystem services. *Science*, 314, 787-790.
- WoRMS. (2015). World Register of Marine Species. <http://www.marinespecies.org/index.php>
- Yodzis, P., & Winemiller, O. (1999). In search of operational trophospecies in a tropical aquatic food web. *Oikos*, 87(2), 327-340.
- Zajaczkowski, M. (2002). On the use of sediment traps in sedimentation measurements in glaciated fjords. *Polish Polar Research*, 23(2), 161-174.
- Zwolinski, Z. (2007a). The geoecosystem of polar oases within the ice drainage basin of Admiralty Bay, King George Island, Antarctica. *Landform Analysis*, 5, 107-112.
- Zwolinski, Z. (2007b). Mobilność materii mineralnej na obszarach paraglacialnych, Wyspa Króla Jerzego, Antarktyka Zachodnia. . *Seria Geografia*, 74, 266.

ANEXOS

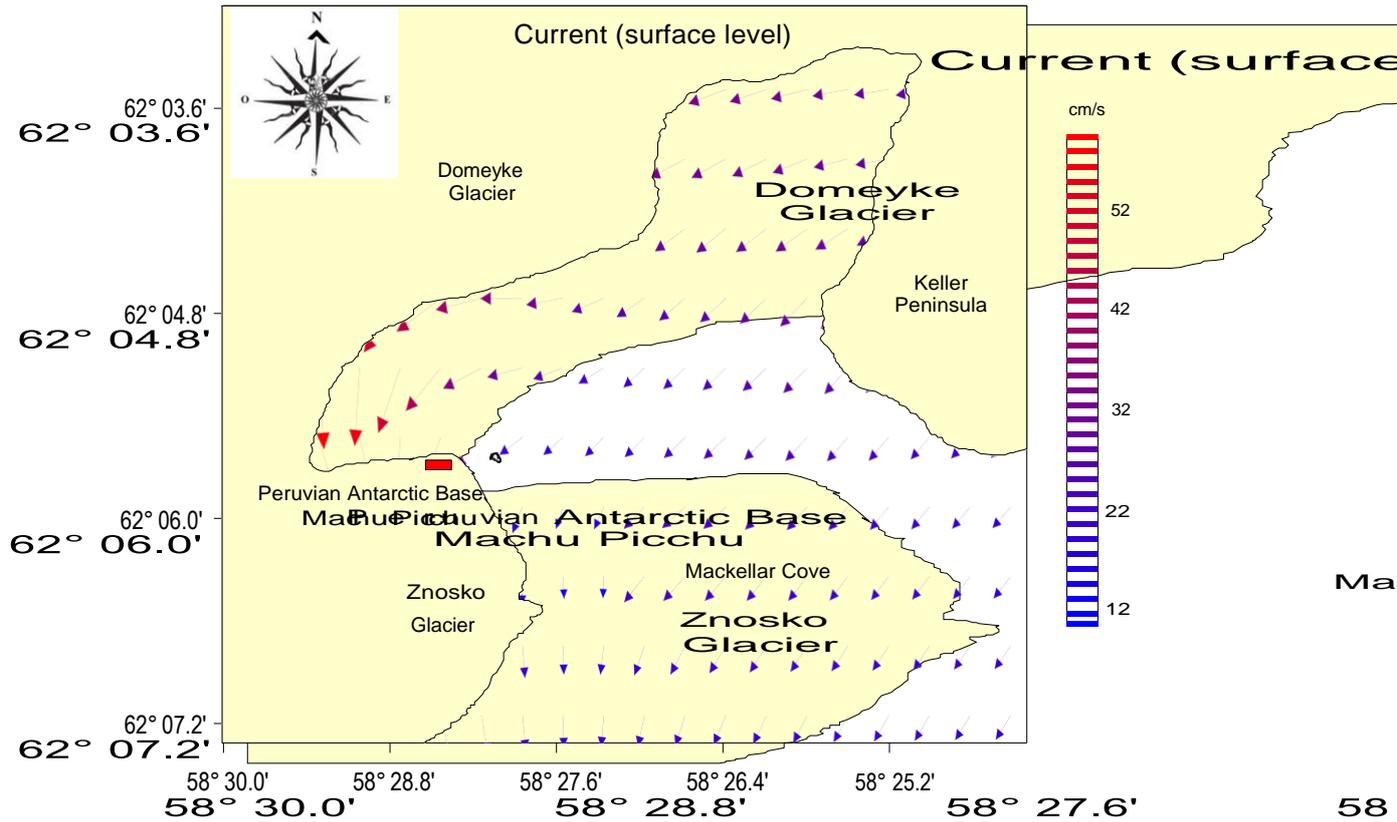


ANEXO 1: Ploteo Draftsman previo a la normalización de la data ambiental. Al enfrentar los valores de las variables, la dispersión aquí mostrada indica que no es necesaria alguna transformación adicional fuera de la que se le hizo previamente a la Temperatura.

ANEXO 2: Tabla descriptiva de cada taxón enlistado según sus funciones. Los códigos están especificados en la Tabla 2.

Código Taxonómico	Ítem (Taxón)	FUNCIONES TRÓFICAS			FUNCIONES DE DISTRIBUCIÓN	
		Modo de alimento	Fuente	Tipo	Motilidad	Estilo de Vida
ASCDIA	Ascidiacea	Ft	SF	He	S	I
	<i>Aplidium</i>	Ft	SF	He	S	I
BRYOZO	Bryozoa	Su	SF	He	S	I
CHEPYC	Pycnogonida	Dt	SF	Om	M	L
CNDOCT	Primnoidea	Su	SF	Om	S	A
CRTAMP	Eusiridae	PrSc	SF	Om	M	L
	Gammaridea	PrSc	SF	Om	M	L
	Gammaridea NNN	PrSc	SF	Om	M	L
	Phoxocephalidae	PrSc	SF	Ca	M	P
	Gammaridea 2	PrSc	SF	Om	M	L
	Gammaridea 4 moteado	PrSc	SF	Om	M	L
	Gammaridea viscera ciega	PrSc	SF	Om	M	L
	Oedicerotidae	PrSc	SS	Ca	M	L
	Gammaridea largo	PrSc	SF	Om	M	L
	Lysianassidae	PrSc	SF	Ca	M	L
	Hyalidae	PrSc	SF	Ca	M	L
CRTCUM	Cumacea	De	EP	Om	M	L
	Leuconidae	DeGz	SF	He	M	L
	Pseudocumatidae	De	EP	Om	M	L
	Nannastacidae	De	EP	Om	M	L
CRTISO	<i>Caecognathia calva</i>	Su	EP	Ca	M	X
	Cirolanidae	PrSc	SF	Ca	M	L
	Isopoda 2	Dt	SF	Om	M	L
	Isopoda	Dt	SF	Om	M	L
	Valvifera	Pr	SF	Ca	M	L
	Arcturidae 1	Ft	SF	He	M	L
	Munnidae	Dt	SF	Om	M	L
	Pleurogoniidae	Dt	SF	Om	M	L
	Asellota	De	SF	Om	M	L
	Flabellifera	Dt	SF	Om	M	L
Sphaeromatidea	Dt	SF	Om	M	L	
CRTOST	Ostracoda	Dt	SF	Om	M	L
	Ostracoda lisa	Dt	SF	Om	M	L
	Ostracoda rayada	Dt	SF	Om	M	L
	Ostracoda coraza blanca	Dt	SF	Om	M	L
	Ostracoda cola larga	Dt	SF	Om	M	L
CRTTAN	Tanaidacea	Dt	SF	Om	D	L
	Tanaoidea	Dt	SF	Om	D	L
ECHECH	Echinoidea juvenil	DeGz	SF	Om	M	L
ECHHOL	Holothuroidea	SuDe	SF	Om	M	L
ECHOPH	Ophiuroidea	De SF		Om	D	L
MOLBIV	Bivalvo	Ft	EP	Om	D	L
	Bivalvo periostraco marrón	Ft	EP	Om	D	L
	Bivalvo blanco globoso	Ft	EP	Om	D	L
	Bivalvo 2 blanco globoso	Ft	EP	Om	D	L
	Bivalvo negro globoso	Ft	EP	Om	D	L

	Bivalvo desnudo	Ft	EP	Om	D	L
	<i>Laternula elliptica</i>	Su	EP	Om	D	L
	<i>Mysella</i>	Ft	SS	Om	D	L
	<i>Mactra</i>	Ft	EP	Om	D	L
	Thyasiridae	Ft	SF	Om	D	L
	Lucinoma	Ft	EP	Om	D	L
	<i>Yoldia</i>	De	SS	Om	D	L
	<i>Limatula</i>	Su	EP	Om	D	L
MOLGAS	Gastropoda	Gz	SF	He	M	L
	Caecidae	Gz	SF	He	D	L
	<i>Neobuccinum</i>	Pr	SF	Ca	M	L
	Acmaeidae	Gz	SF	He	M	L
	<i>Nacella</i>	Gz	SF	He	M	L
	<i>Margarella antarctica</i>	De	SF	Om	M	L
	Nudibranchia	Pr	SF	Ca	M	L
MOLPOL	Polyplacophora	Gz	SF	Om	M	L
NEMERT	Nemertea	Pr	SS	Ca	M	L
OLGCHT	Oligochaeta	Dt	SS	Om	M	L
POLARK	Archiannelida	De	SF	Om	D	P
POLERR	<i>Barrukia cristata</i>	Pr	SS	Ca	M	L
	Polynoidae	Pr	SS	Ca	M	L
	Nereididae	PrDt	SF	Om	D	T
	Nephtyidae	Pr	SF	Ca	M	L
	Alciopidae	Pr	SF	Ca	M	L
	<i>Exogone</i>	De	SS	He	M	L
	Syllidae	De	SS	Ca	M	L
	<i>Lumbrineris</i>	De	SS	Om	M	L
POLSED	<i>Acrocirridae</i>	De	SF	Om	D	P
	<i>Aphelochaeta</i>	De	SF	Om	D	L
	Terebellidae	De	SF	Om	S	T
	<i>Thelepus setosus</i>	De	SF	Om	S	T
	<i>Terebellina</i>	De	SF	Om	S	T
	Trichobranchidae	De	SF	Om	D	T
	Ampharetidae	De	SF	Om	D	T
	Flabelliderma	De	SF	Om	D	L
	Sabellidae	Ft	EP	Om	S	T
	<i>Apistobranchus</i>	De	SF	Om	D	T
	<i>Aricidea</i>	De	SF	Om	D	P
	Paraonidae sin antena	De	SF	Om	D	P
	<i>Rhodine</i>	De	SS	Om	D	T
	Maldanidae	De	SS	Om	D	T
	Orbiniidae	De	SS	Om	M	L
	<i>Leitoscoloplos</i>	De	SS	Om	M	L
	<i>Ophelina</i>	De	SS	Om	M	L
Opheliidae	De	SS	Om	M	L	
Spionidae	SuDe	SF	Om	D	T	
PORIFR	Porifera	Su	SF	He	S	A
	Porifera incrustante	Su	SF	He	S	I
PRIAPU	<i>Priapulid tuberculatospinosus</i>	Pr	SS	Ca	D	P
SIPUNC	Sipuncula	De	SF	He	D	L



ANEXO 3: Patrón de velocidad y dirección de corrientes marinas superficiales en la Ensenada Mackellar (ANTAR XIX, 2010)



ANEXO 4: Muestra obtenida mediante dragado. Se observa la coloración oscura del sedimento fangoso.
© Aldo Indacochea



ANEXO 5: Inmediaciones de la E-02. Se aprecian las magnitudes del glaciar Domeyko
©8ernabémoreno



ANEXO 6: Inmediaciones de la E-05. Se aprecia el glaciar Domeyko al fondo y la acumulación
de hielos flotantes acarreados por corrientes y vientos.
©Aldo Indacochea