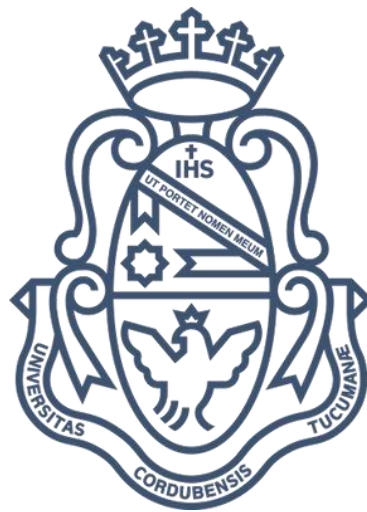


**Descripción de los ensambles bentónicos del AMP Namuncurá-
Banco Burdwood y estimación del contenido de carbono -
orgánico e inorgánico- allí presente**

UNIVERSIDAD NACIONAL DE CORDOBA

Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales

Carrera de Ciencias Biológicas



Tesinista: Lucia Bergagna

Firma:

Director: Ricardo Sahade

Firma:

Co-directora: Luciana Riccialdelli

Firma:

Asignatura Ecología Marina

-2019-

**Descripción de los ensambles bentónicos del AMP Namuncurá-
Banco Burdwood y estimación del contenido de carbono -
orgánico e inorgánico- allí presente**

Tribunal examinador:

Apellido y Nombre: Sironi, Mariano

Firma:

Apellido y Nombre: Tatián, Marcos

Firma:

Apellido y Nombre: Wannaz, Eduardo Daniel

Firma:

Calificación:.....

Fecha:.....

Índice

RESUMEN	4
INTRODUCCIÓN	4
<i>El Banco Burdwood como caso de estudio</i>	8
<i>Hipótesis y predicciones</i>	9
MATERIALES Y MÉTODOS	9
RESULTADOS	14
<i>Estructura y diversidad de los ensambles bentónicos</i>	14
<i>Cuantificación del CCI (Método 1, Método 2 y Método 3)</i>	22
<i>Estimación del CCO y CCI</i>	26
DISCUSIÓN	31
<i>Estructura y diversidad de los ensambles bentónicos</i>	32
<i>El AMP Namuncurá – Banco Burdwood como reservorio de C</i>	34
CONCLUSIÓN.....	36
BIBLIOGRAFÍA	37
ANEXOS	43
Anexo 1.....	43
Anexo 2.....	44
Anexo 3.....	45
Anexo 4.....	45

Descripción de los ensamblajes bentónicos del AMP Namuncurá-Banco Burdwood y estimación del contenido de carbono -orgánico e inorgánico- allí presente

RESUMEN

Conservar la biodiversidad y los servicios ecosistémicos, representan los objetivos principales del establecimiento de Áreas Marinas Protegidas. La biodiversidad es ampliamente utilizada como indicadora del funcionamiento del ecosistema y, se ha comprobado, que sitios con mayor diversidad pueden ser más resistentes a cambios ambientales. Esto implica conservar el funcionamiento del ecosistema, lo cual puede evaluarse a través del flujo de energía y la producción de biomasa. En un escenario de cambio climático como el que actualmente enfrenta el planeta, este flujo es aún más relevante debido a que es proporcional a la materia orgánica que se produce en el ecosistema, pudiendo generar sitios que almacenen alta cantidad de carbono. Dicha inmovilización del C fuera del atmósfera se considera un servicio ecosistémico, ya que ayuda a mitigar los efectos del cambio climático global.

Por esto, el presente estudio tiene como objetivo, evaluar la biodiversidad y estimar el contenido de carbono, del bentos del Área Marina Protegida (AMP) Namuncurá- Banco Burdwood (BB) y compararlo con el Canal Beagle (CB). Los resultados sugieren que el BB posee mayor riqueza de especies y mayor biomasa que el CB ($t = -4,54$ - $p = 0,025$ y $t = -4,69$ - $p = 0,002$ respectivamente) y, además, almacena mayor cantidad de carbono ($t = -4,82$ - $p = 0,001$). Por otro lado, no se encontraron diferencias significativas entre la Zona Núcleo (ZN) y el área no incluida en ésta (N ZN) en estas variables ($p > 0,05$ en todos los casos). Esto indica que, el BB es una zona de alto valor y, que para incrementar la protección de la biodiversidad y del almacenamiento de carbono, resulta necesaria una re-zonificación de las zonas del AMP.

Palabras claves: Biodiversidad, servicios ecosistémicos, cambio climático, carbono, Banco Burdwood.

INTRODUCCIÓN

En las últimas décadas, la preocupación por el aumento en la tasa de pérdida de la biodiversidad como consecuencia del accionar humano, su relación con el funcionamiento del ecosistema y la capacidad de éste para generar servicios ecosistémicos, ha aumentado (Balvanera *et al.* 2014; Isbell *et al.*, 2017). El funcionamiento de un ecosistema se refleja

en procesos que controlan el flujo de energía, nutrientes y materia orgánica a través del ambiente, mientras que los servicios ecosistémicos son los beneficios que los ecosistemas les proveen a las sociedades humanas (Cardinale *et al.*, 2012 y Mace *et al.*, 2012). La pérdida de biodiversidad está relacionada con una disminución del funcionamiento del ecosistema como resultado de una caída en la cantidad de recursos y por lo tanto, menor producción de biomasa, lo que es más notable en ciertos organismos consumidores respecto de los productores (Cardinale *et al.*, 2011; Cardinale *et al.*, 2012; O'Connor *et al.*, 2017). Por otro lado, la diversidad de especies incrementa las propiedades de resiliencia y estabilidad de los ecosistemas (Chapin *et al.*, 2000; Worm *et al.*, 2006; Cardinale *et al.*, 2012; Loreau y de Mazancourt, 2013; Isbell *et al.*, 2017). La resiliencia es una propiedad del sistema que determina la persistencia de las relaciones y es una medida de la capacidad de dicho sistema para absorber cambios: sistemas más resilientes, tienen mayor capacidad para adaptarse a las nuevas condiciones, mantener su funcionamiento y estructura (Folke *et al.*, 2004). Por otro lado, la estabilidad es también una propiedad del sistema, pero que se relaciona con la capacidad de éste para volver al equilibrio luego de un disturbio: sistemas más estables presentan menores fluctuaciones y por lo tanto, son más predecibles (Holling, 1973; Bernhardt y Leslie, 2013; Darling y Côté, 2018). El cambio climático puede perturbar estas propiedades, volviendo a los ecosistemas más susceptibles al cambio y a la pérdida de servicios ecosistémicos (Bernhardt y Leslie, 2013).

Los servicios ecosistémicos pueden diferenciarse en servicios de aprovisionamiento y servicios de regulación. A estos últimos se los define como aquellos que minimizan cambios ambientales, incluido el cambio climático global (Cardinale *et al.*, 2012). Son de particular interés en la actualidad teniendo en cuenta que a partir de la revolución industrial, la humanidad ha emitido grandes cantidades de CO_2 , principalmente como resultado de la quema de combustibles fósiles, la deforestación y cambios en el uso de la tierra, que incluye la destrucción de ecosistemas naturales que sirven como sumidero de carbono, y que deriva en la pérdida del servicio ecosistémico (Houghton y Hackler, 2002; Feely *et al.*, 2004; Solomon *et al.*, 2007). Una pequeña parte de las emisiones antropogénicas se encuentra en la atmósfera, mientras que la mayor parte está almacenado en el océano y en los ecosistemas terrestres y marinos. Esto les otorga una importante función como ecosistemas proveedores de servicios ecosistémicos, debido a que el CO_2 es el principal gas generador del efecto invernadero y contribuye al cambio climático global (Joos *et al.*, 1999; Sabine *et al.*, 2004; Battin *et al.*, 2009; Ruiz-Halpern *et al.*, 2014). Por esta razón, dichos ecosistemas deben ser conservados y protegidos (Duarte *et al.*, 2013).

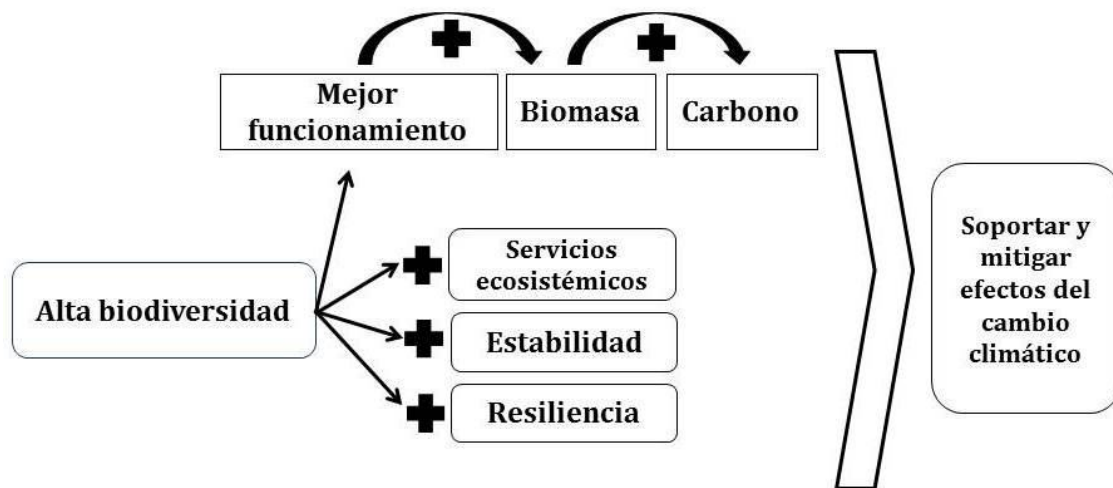
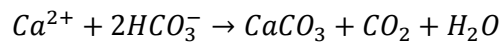


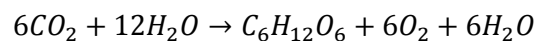
Figura 1. Esquema de ciertos procesos en los que influyen cambios en la biodiversidad y se relacionan con los efectos del cambio climático global.

Los océanos tienen una alta capacidad para disminuir la concentración de CO_2 atmosférico atenuando las consecuencias del cambio climático. Una de las formas por la que éstos almacenan carbono, es a través de la denominada 'bomba física de carbono' (también 'bomba de solubilidad de carbono') que se logra por la difusión de CO_2 en la interfaz aire-agua, por lo que las concentraciones más altas de este gas, se encuentran en aguas superficiales. Dado este proceso y debido a la mayor área oceánica, el Hemisferio Sur almacena aproximadamente el 60% de las emisiones antropogénicas. Entre ellas, aproximadamente el 70%, se almacena en el Océano Austral (>50° S) debido a que la solubilidad del CO_2 es mayor en aguas frías. Esto implica a su vez, que el aumento de la temperatura del agua como consecuencia del efecto invernadero, puede ejercer fuertes efectos, con la posibilidad de afectar el sumidero de carbono generando una retroalimentación positiva (Takahashi *et al.*, 1999; Schlitzer, 2002; Carrillo *et al.*, 2004; Sabine *et al.*, 2004; Frölicher *et al.*, 2015). Otra de las formas por la que los océanos funcionan como efectivos sumideros de carbono, es a través de la 'bomba biológica de carbono', que se compone a su vez, por la 'bomba de carbono orgánico' y la 'bomba de carbonato de calcio' (Passow y Carlson, 2012). La bomba de carbono orgánico hace referencia a la captación de CO_2 (carbono inorgánico disuelto, CID) por el fitoplancton marino a través de la fotosíntesis, convirtiéndolo en materia orgánica y luego, una fracción de la biomasa producida por estos organismos se transfiere, a través de la decantación y el transporte activo mediado por el zooplancton, a mayores profundidades donde se almacena (Mcleod *et al.*, 2011; Passow y Carlson, 2012). La cantidad de materia orgánica que se hunde disminuye con la profundidad, porque ocurre el proceso de remineralización

y esto es lo que determina el tiempo que demora el CID en regresar a la superficie (Passow y Carlson, 2012). Así se reduce la presión parcial de CO_2 a bajas profundidades y por lo tanto, se promueve la absorción de este gas desde la atmósfera, contribuyendo a la mitigación de los efectos del cambio climático (Falkowski *et al.*, 2000; Peck *et al.*, 2010; Khatiwala *et al.*, 2013). Por otro lado, la bomba de carbonato de calcio, es impulsada principalmente por especies que forman estructuras de $CaCO_3$, el cual posteriormente se acumula a grandes profundidades, aportando también a la disminución del CID en aguas superficiales, permitiendo mayor difusión de CO_2 en la interfaz aire-agua (Falkowski *et al.*, 2000). Para una mayor eficiencia en el almacenamiento de carbono en el océano, es necesario que ambas bombas funcionen en forma equilibrada debido a que la bomba de carbonato de calcio reduce la alcalinidad del agua y aumenta la presión parcial de CO_2 ,



mientras que la producción de materia orgánica a través del fitoplancton, reduce la presión parcial de este gas (Zondervan, 2007; Passow y Carlson, 2012):



La fijación y secuestro (retención del C fuera de la atmósfera por un tiempo mayor a 200 años), representa una retroalimentación negativa al proceso de cambio climático (Peck *et al.*, 2010). Diversos ecosistemas marinos han probado estar entre los más efectivos en la fijación y secuestro de C del planeta, tales como manglares, marismas y pastos marinos, mostrando índices de hasta un orden de magnitud superior al de selvas tropicales, y han sido llamados *blue carbon systems* (Mcleod *et al.*, 2011). Si bien estos son sistemas caracterizados por la presencia de vegetación que estabiliza los sedimentos, favoreciendo la inmovilización del C por largos períodos de tiempo, se han detectado sistemas profundos igualmente eficientes basados fundamentalmente en organismos epibentónicos, con una gran capacidad de retener partículas, formar estructuras tridimensionales y estabilizar los sedimentos, como esponjas, corales, briozoos y ascidias, entre otros (Kahn *et al.*, 2015). Es probable que el carbono almacenado en especies bentónicas, se entierre en los sedimentos luego de la muerte del organismo y permanezca fuera del ciclo del carbono durante largos períodos de tiempo (Barnes *et al.*, 2016). Estos tipos de comunidades son particularmente importantes en la plataforma antártica, ciertas regiones abisales y en áreas de arrecifes fríos (Peck *et al.* 2010; Kahn *et al.*, 2015; Barnes *et al.*, 2018). La bomba biológica de carbono depende de múltiples factores –estructura de la comunidad planctónica, pH, temperatura del agua, concentración de nutrientes- por lo que, un cambio en cualquiera de ellos puede afectar la eficiencia del servicio ecosistémico

(Passow y Carlson, 2012).

El Banco Burdwood como caso de estudio

Estudios previos reportan una gran riqueza y diversidad de especies en las comunidades bentónicas del BB (Arntz y Brey, 2003; Schejter *et al.*, 2012; Schejter *et al.*, 2016). Además se reconoce que el AMP podría ser una zona de retención de grandes cantidades de carbono por la alta presencia de organismos indicadores y la potencial existencia de arrecifes fríos en el talud (Shejter *et al.*, 2016). Incluso la información oceanográfica sugiere que las aguas sobre el banco durante el invierno se enfrían, provocando un deslizamiento de las mismas por el talud hacia mayores profundidades, indicando un mecanismo más efectivo aún, de transporte y retención de carbono (Piola y Gordon, 1989). Por otro lado, se ha observado una zona de afluencia en la región NE del Banco Burdwood, caracterizada por su alto contenido de nutrientes (Benthien y Müller, 2000; Glorioso, 2000). Esto permite la actividad biológica en la capa superficial lo que a su vez, reduce las concentraciones de nutrientes disueltos y genera material particulado que se hunde, logrando reducir la presión parcial de CO_2 en esta zona y favoreciendo el intercambio de gases con la atmósfera (Schlitzer, 2002; Arrigo *et al.*, 2008).

Sobre la base de estos resultados se hace necesario continuar el estudio desde una perspectiva ecosistémica y considerando las características físicas del ambiente, partiendo desde el análisis de patrones a nivel de ensamble y teniendo en cuenta la funcionalidad del ecosistema, para una correcta evaluación, gestión y manejo del AMP (Pomeroy *et al.*, 2005; Watson *et al.*, 2014). Dado que uno de los objetivos del BB es facilitar la investigación científica orientada al cambio climático global, el presente trabajo hace hincapié en la cantidad de carbono (orgánico e inorgánico) que se encuentra almacenado en especies bentónicas del AMP y en los ensambles que éstas forman.

Así, el objetivo general de este trabajo es analizar la abundancia y distribución de los taxa bentónicos que constituyen las comunidades del Área Marina Protegida Namuncurá-Banco Burdwood, utilizando como zona de comparación al Canal Beagle, poniendo énfasis en la toma y retención de C de los organismos y el potencial papel del AMP en el secuestro de carbono, cooperando al entendimiento de los ecosistemas, con el fin último de promover el manejo sostenible, ambiental y económico de sus recursos.

De acuerdo a lo antes mencionado, los objetivos específicos son:

- Analizar y comparar la diversidad, abundancia y riqueza de especies que conforman la comunidad bentónica entre las zonas del Banco Burdwood y entre el Banco Burdwood y el Canal Beagle.
- Cuantificar el contenido de carbono orgánico e inorgánico de organismos bentónicos, presentes en el Banco Burdwood y el Canal Beagle.
- Inferir la posible función del Banco Burdwood como reservorio de carbono y su potencial de servicio ecosistémico.

Hipótesis y predicciones

- Las distintas zonas del AMP Namuncurá-Banco Burdwood (zona núcleo, zona de amortiguación y zona de transición), presentan diferentes ensamblajes en términos de diversidad, abundancia y riqueza, que justifican el establecimiento de las mismas, y que a su vez, difieren de lo encontrado en el Canal Beagle.
 - La zona núcleo del AMP, será un sitio de mayor diversidad, riqueza de especies y abundancia (biomasa), respecto al resto del BB (No Zona Núcleo, N ZN).
 - Se encontrará menor diversidad, riqueza de especies y biomasa en el CB respecto a lo encontrado en el BB.
- El AMP Namuncurá-Banco Burdwood, representa un importante reservorio de C, tanto orgánico como inorgánico, que por las condiciones físicas y biológicas del ecosistema puede considerarse un área de secuestro efectivo, incrementando su importancia como generador de servicios ecosistémicos.
 - La zona núcleo almacenará mayor cantidad de C, respecto al resto del BB (N ZN).
 - El BB almacenará mayor cantidad de C que el CB.
 - Zonas adyacentes que aún no forman parte del AMP tendrían una alta capacidad de secuestro de C, presentando además altas diversidades y complejidad estructural en especial basada en corales, lo que justificaría la inclusión en el AMP.

MATERIALES Y MÉTODOS

- Área de estudio: El Área Marina Protegida Namuncurá (AMP) – Banco Burdwood (BB) es una meseta submarina que se encuentra aproximadamente, a 200 km. al sur de las Islas Malvinas y 150 km. al este de la Isla de los Estados

(Schejter *et al.*, 2016). Dicha AMP, posee un área total de 28.900 km^2 y se creó en el año 2013 con la sanción de la Ley n° 26.875 la cual establece en su artículo 3°, entre otros objetivos, proteger la biodiversidad bentónica, promover el manejo sostenible y facilitar la investigación científica orientada a la mitigación de los efectos del cambio climático global. A partir de datos oceanográficos, de explotación pesquera y de biodiversidad, se delimitaron tres zonas en el AMP, cada una con distinto grado de protección de las actividades antrópicas:

- Zona núcleo (ZN): contiene una porción representativa de la biodiversidad y por sus características ecológicas y su vulnerabilidad, requiere medidas de protección estrictas permitiéndose solamente actividades para su control y fiscalización.
- Zona de amortiguación (ZA): rodea a la zona núcleo. Se permiten actividades científicas, de exploración de recursos naturales y monitoreo de los efectos del cambio global en los fondos marinos.
- Zona de transición (ZT): es el área externa, donde se pueden desarrollar actividades productivas y extractivas, contempladas en el plan de manejo del AMP, (Fraysse *et al.*, 2018).

La zona bajo estudio abarcó al AMP N-BB y al CB, encontrándose ambos sitios en la misma latitud (Figura 1). En el AMP, se dispusieron estaciones de muestreo entre las siguientes posiciones NE: 54°01,5'S – 58°15,5'W; vértice SE: 55°09,5'S-58°15,5'W; vértice SW: 55°09,4'S-68°33,7'W; vértice NW: 52°46,5'S- 68°33,7'W. Dichas estaciones se distribuyeron en forma equitativa entre las tres zonas del Banco Burdwood (ZN, ZA y ZT) y el talud sur. La profundidad varió entre los 90 y los 200 m., a excepción de la estación E16 (talud), cuya profundidad máxima fue de 730 m. Además, la temperatura del agua fue de aproximadamente 5° C., y la salinidad, varió entre 33,96 y 34,08 g/l, ambas medidas se tomaron a 3 m. de profundidad. Respecto a las estaciones del CB, se dispusieron en sitios con similar batimetría a las del BB, entre los 80 y 170 m. de profundidad, registrándose temperaturas y salinidades de 6 °C y 31,37 y 32,73 g/l, respectivamente.

- Recolección de muestras: El muestreo se llevó a cabo durante los meses de agosto y septiembre del año 2018, a bordo del Buque Oceanográfico Puerto Deseado (CONICET) durante la Campaña AMP Namuncurá – Banco Burdwood: Ingenieros Ecosistémicos. El mismo consistió en el uso de una red de arrastre (red piloto) para la toma de muestras bentónicas en cada una de las estaciones realizadas. Dicha red contó con una amplitud de boca de 6 m., equipada con dos portones de madera de 20 kg. necesarios para el arrastre por el fondo del mar (*Anexo 1*). El lance se realizó

con un guinche de pesca y la red se arrastró durante 10 minutos en cada estación, barriendo distintas distancias según la velocidad del buque. Se discriminaron las morfo-especies recogidas en cada punto y se pesaron con una balanza de compensación. Todas las muestras se conservaron congeladas a -20°C .

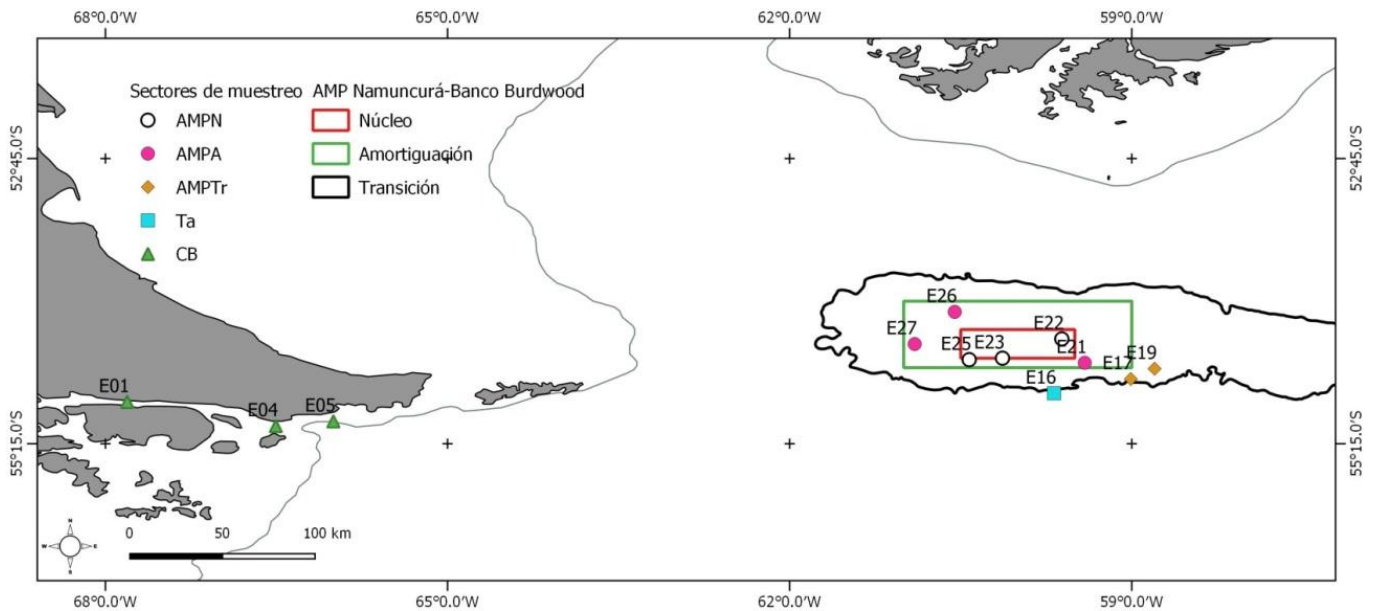


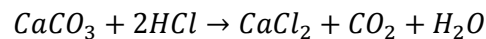
Figura 1. Estaciones de muestreo realizadas en la Campaña AMPN-BB: IE AGO 2018. Estaciones en Canal Beagle: E1-E4-E5, estaciones en el BB: en la ZN, E22-E23-E25; en la ZA, E21-E26-E27, en ZT: E17-E19 y estación en talud sur E16.

- **Estimación del contenido de carbono:** Por su elevada abundancia y su potencial rol como ingenieros ecosistémicos, se analizaron organismos de 4 Phylum: Porífera, Cnidaria, Bryozoa y Echinodermata.
 - **Cuantificación del contenido de carbono inorgánico (CCI):** teniendo como objetivo comparar resultados y lograr una mejor aproximación, se utilizaron tres métodos para cuantificar el CCI:
 1. Para los primeros dos métodos, se tomó una submuestra de organismos pertenecientes a los phyla bajo estudio (*Anexo 2*) y se liofilizaron hasta obtener un peso constante (60 hs). Posteriormente, se tomó el peso seco de cada una de ellos y se homogenizó utilizando un mortero de vidrio.
- A. **Método 1:** Para este primer método se siguió el protocolo descrito por Harris *et al.* (2001), propuesto para la cuantificación de carbonatos en sedimentos. Cada muestra mencionada, de aproximadamente 40 mg de peso seco se colocó dentro de tubos eppendorf, y se dispusieron en cuatro

grupos dentro de los cuales, cada organismo utilizado poseía tres réplicas. Se agregó agua destilada hasta humedecer todo el material. Posteriormente, se colocó cada grupo en un desecador, junto a un vaso de precipitado con 100 ml. de ácido clorhídrico 12N. Debido a que esta prueba se ha utilizado con muestras de sedimentos y debió ser calibrada para cuantificar carbonatos en organismos, los conjuntos de muestras fueron retirados a distintos tiempos (6 hs, 12 hs, 18 hs y 24 hs). Se liofilizaron nuevamente, durante 72 hs. y finalmente se pesaron. En esta prueba se utilizaron dos tipos de tubo blanco: Blanco 1, eppendorf vacío y Blanco 2, eppendorf con agua destilada.

- B. **Método 2:** En este caso se utilizaron muestras de aproximadamente 0,5 g de peso seco, a las que se mojó gota a gota con ácido clorhídrico 2N, hasta el momento en que cesó el burbujeo. Luego el material se secó en estufa a 60 °C para tomar nuevamente el peso seco. Para obtener las réplicas, se repitió tres veces dicho procedimiento.

La extracción del carbonato de las muestras mediante acidificación se explica en ambos métodos a través de la siguiente reacción:



2. **Método 3:** Para el tercer método, se tomó una submuestra de cada organismo, de aproximadamente 1 g. de peso seco, se secaron en estufa a 60 °C y se obtuvo el peso seco de cada una. Luego se incineraron en una mufla a 500 °C durante 5 horas para eliminar la materia orgánica de la muestra, y se pesaron nuevamente. Por último, las muestras se volvieron a incinerar a 900 °C durante 5 horas, tiempo en el que se eliminaron los carbonatos, y las muestras se pesaron por última vez. Para estos dos últimos pasos las muestras se colocaron en crisoles de cerámica, inalterables a altas temperaturas. Por diferencia de pesos, se cuantificó el carbono inorgánico.
- **Estimación del contenido de carbono orgánico (CCO):** Para estimar el CCO se utilizaron muestras provenientes de 6 estaciones del BB: estaciones E17 y E19 (ZT), estaciones E21 y E27 (ZA) y estaciones E23 y E25 (ZN). Se emplearon todas las morfoespecies encontradas pertenecientes a los phyla bajo estudio (Porifera, Cnidaria y Bryozoa), a excepción del Phylum Echinodermata del que solo se utilizó una especie de ophiuroideo. Además para estos análisis, se consideró también al Phylum Hemichordata. Cada submuestra de cada organismo fue pesada (peso

húmedo) y luego secada en una estufa a 60 °C hasta obtener el peso seco (aproximadamente 14 días en estufa). Finalmente, las muestras se colocaron en crisoles de cerámica, se las incineró en una mufla a 500 °C durante 5 horas y se utilizó una balanza de precisión para obtener el peso de la materia inorgánica. Por diferencia entre el peso seco y este último, se obtuvo el peso de la materia orgánica (Heiri *et al.*, 2001), al cual se multiplicó por 0,5 para obtener el peso del carbono orgánico (Salonen *et al.*, 1976).

Con los datos obtenidos y tomando como base la cantidad de biomasa registrada en los muestreos de estos phyla, se estimó el CCO del resto de los phyla encontrados, de acuerdo a la biomasa registrada en cada caso, tanto en las estaciones mencionadas como en las restantes, incluyendo las estaciones del CB.

- Análisis estadísticos:

1. Análisis de la comunidad: Para analizar si existen diferencias entre las zonas del AMP y entre este área y el CB, en los patrones de estructura y diversidad de los ensambles bentónicos, se calculó la riqueza de especies (S), el índice de diversidad de Shannon-Wiener (H) y el índice de equitatividad de Pielou (J). Para determinar si existen diferencias significativas en el índice de diversidad, entre el CB y el BB, se realizó un Análisis de la Varianza (ANAVA) (InfoStat versión 2008, Di Renzo *et al.*, 2008). Por otro lado, dado que la riqueza y la biomasa no presentaron varianzas homogéneas ni aún luego de una transformación, se utilizó la prueba *t* de varianzas no homogéneas, también conocida como prueba de Welch (PAST versión 3.22, Hammer *et al.*, 2001), utilizando como réplicas a las estaciones de cada área. Además, para determinar si existen diferencias significativas en el índice de diversidad, la riqueza de especies y la abundancia de cada Phylum, entre la ZN y las zonas restantes del AMP (ZA y ZT), se realizó un ANAVA. Con el fin de analizar las variaciones en la estructura de los ensambles en relación a las zonas del AMP y las externas a la misma, se usaron análisis multivariados de ordenamiento. Se construyó una matriz inicial con los datos crudos de biomasa de cada taxa en cada estación, luego se aplicó la raíz cuarta para reducir la incidencia de las especies más abundantes. A partir de esta matriz, se realizó un Análisis de Escalamiento no Métrico Multidimensional (MDS), para revelar y examinar los patrones estructurales de los ensambles. Se usó el coeficiente de Bray-Curtis como medida de similitud entre estaciones, debido a que es apropiado para datos de abundancia de taxones donde algunos valores son

iguales a cero y, por otro lado, es sensible a las diferencias en la abundancia entre taxones (Ricotta y Podani, 2017). Una vez examinadas las diferencias entre zonas a través de análisis de parámetros univariados (índices de diversidad) y multivariados de ordenamiento, se realizó un Análisis de Similitud (ANOSIM), para obtener las diferencias estadísticas entre los grupos determinados *a priori* en el muestreo. Además, se realizó un análisis del Porcentaje de Similitud (SIMPER) para detectar los phyla responsables en las diferencias observadas, utilizando también el coeficiente de Bray-Curtis.

2. CCI: En las 3 metodologías empleadas para estimar el carbono inorgánico, se exploró la variabilidad entre las réplicas a través de Box-Plot. Para determinar si la cantidad de C encontrada a través del Método 3, entre los distintos Phyla varían significativamente, se empleó la prueba *t* de varianza no homogénea.
3. Estimación del CCI y CCO: para comparar el CCI, CCO y el contenido de carbono total (CCTotal), entre el BB y el CB se utilizó la prueba *t* de varianza no homogénea mencionada previamente, mientras que se realizó un ANAVA para comparar el CCI, CCO y CCTotal entre la ZN y las dos zonas restantes.

RESULTADOS

Estructura y diversidad de los ensambles bentónicos

Las estaciones del Canal Beagle (E1, E4 y E5) presentaron menor riqueza específica y menor biomasa respecto de las estaciones del BB ($t = -4,54$ - $p = 0,025$ y $t = -4,69$ - $p = 0,002$ respectivamente) (Figura 2). Por otro lado, no se encontraron diferencias significativas entre la ZN y la N ZN, en términos de diversidad (H) ($F = 4,2 e^{-3}$ - $p = 0,950$), riqueza de especies ($F = 0,04$ - $p = 0,841$) y abundancia ($F = 0,13$ - $p = 0,730$) (Figura 3). Respecto a las estaciones del BB y la estación del talud sur, esta última (E16) presentó una alta riqueza y baja biomasa comparado con las estaciones del AMP las cuales, por otro lado, mostraron una alta variabilidad en la biomasa y riqueza (Figura 4). Se encontró una relación entre el Ln de la riqueza de especies y el Ln de biomasa (tn/km^2) ($R^2 = 0,66$ - $p = 0,0014$) (Figura 5). No se encontraron diferencias significativas entre el BB y el CB, en el índice de diversidad de Shannon- Wiener (H) calculado para cada estación ($F = 1,4 e^{-3}$ - $p = 0,9714$), y en el índice de equitatividad de Pielou (J) ($F = 0,22$ - $p = 0,65$) (Figura 6 y 7).

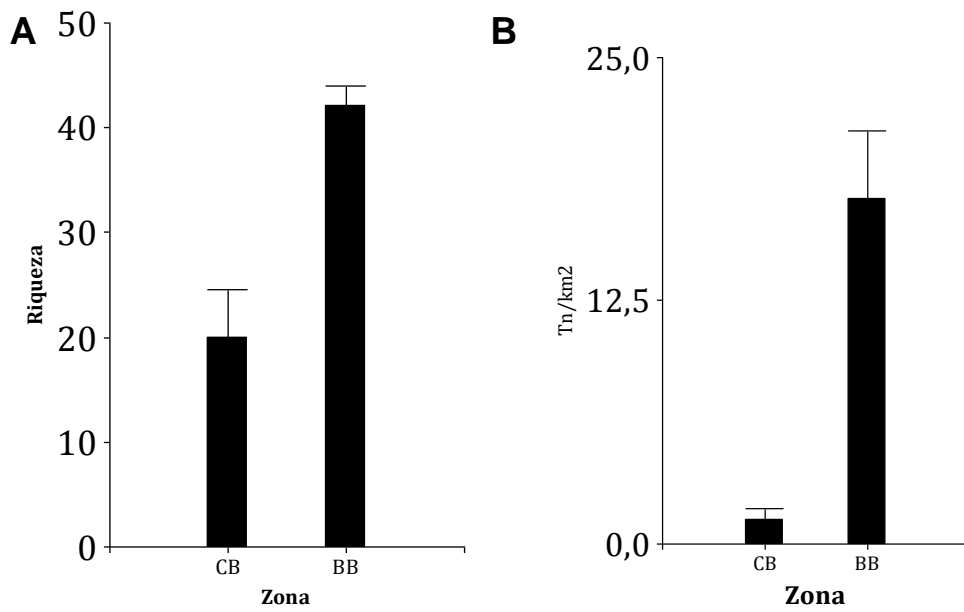


Figura 2. En A, riqueza de especies y en B, biomasa registrada en las dos áreas bajo estudio: CB, Canal Beagle y BB, Banco Burdwood.

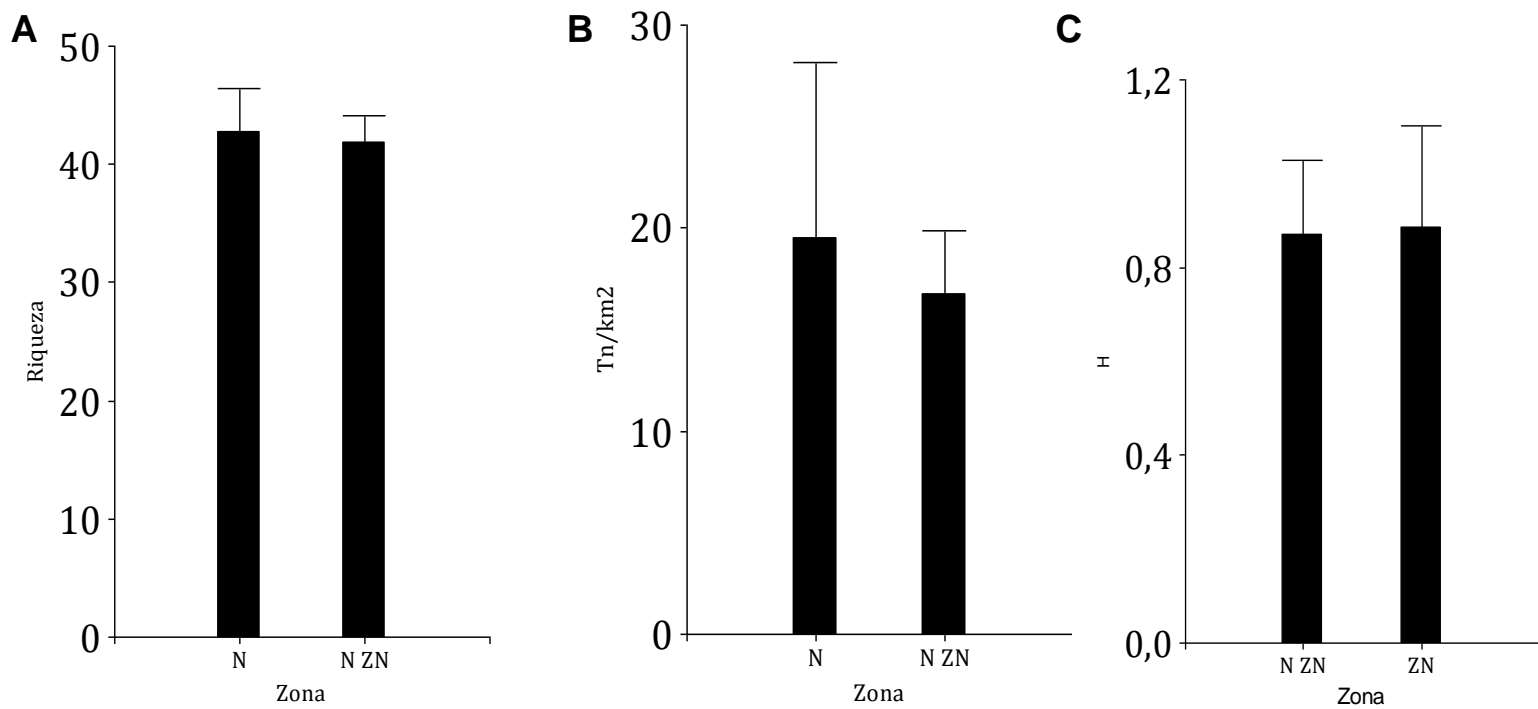


Figura 3. En A, riqueza de especies, en B, biomasa y en C, índice de diversidad (H) en la Zona Núcleo (ZN) y la No Zona Núcleo (N ZN) del BB.

Riqueza - Biomasa

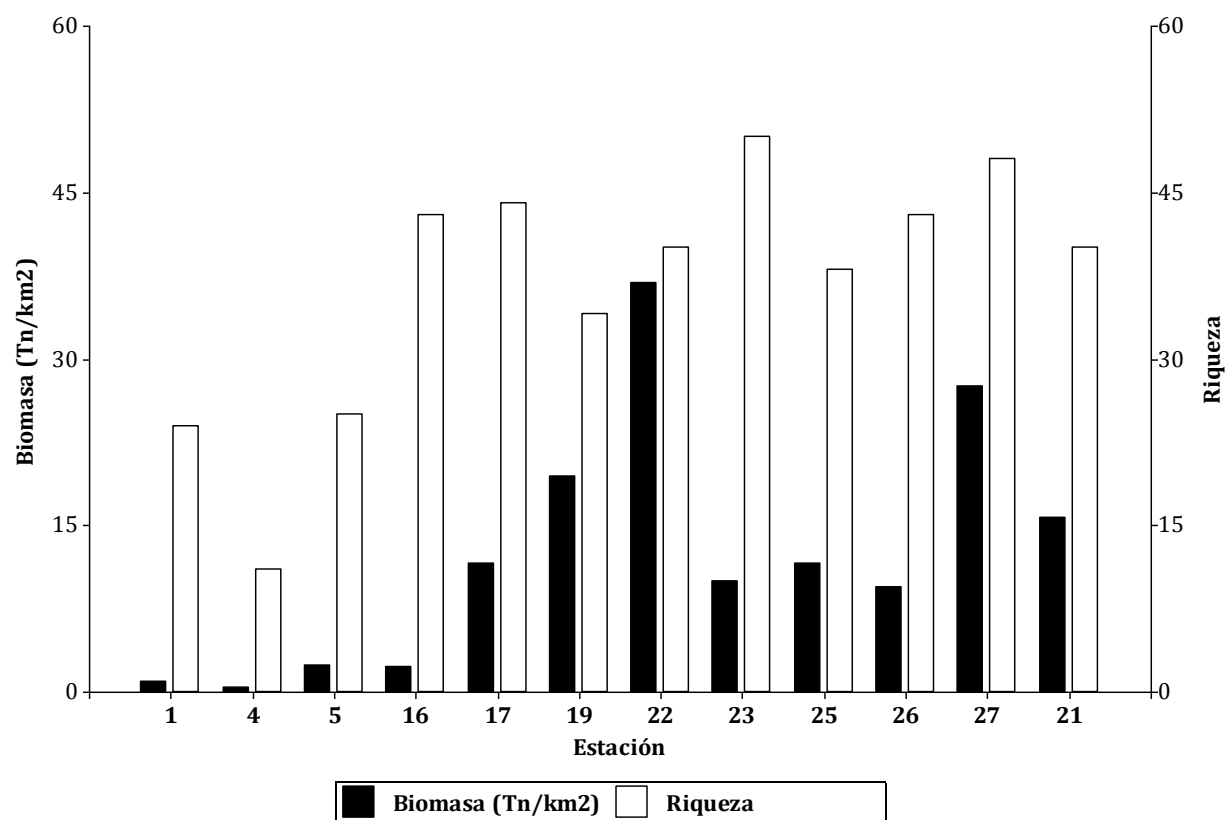


Figura 4. Riqueza y biomasa registrada en cada estación. E1, E4 y E5, en Canal Beagle, E16 en Talud Sur, E17 y E19 en Zona de Transición (AMPN-BB), E21, E26 y E27 en Zona de Amortiguación (AMPN-BB) y E22, E23 y E25 en Zona Núcleo (AMPN-BB).

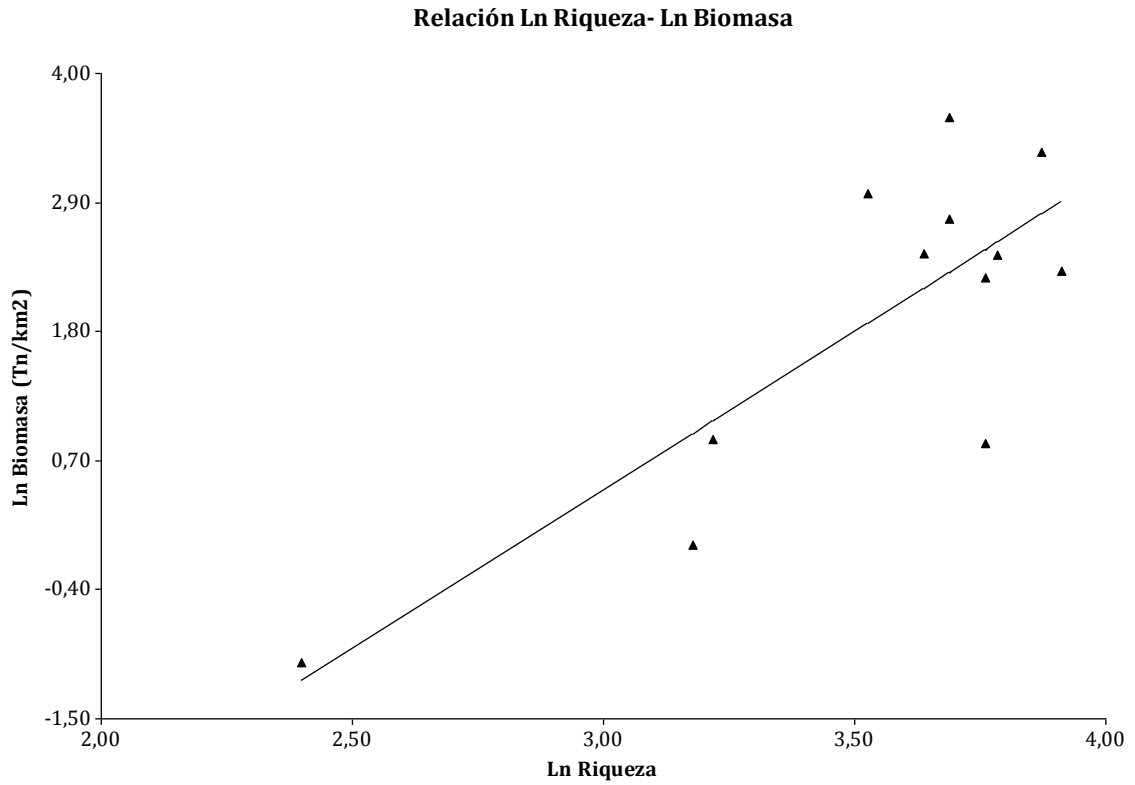


Figura 5. Relación entre el Ln de la Riqueza y el Ln de la biomasa que se encontró en cada estación.

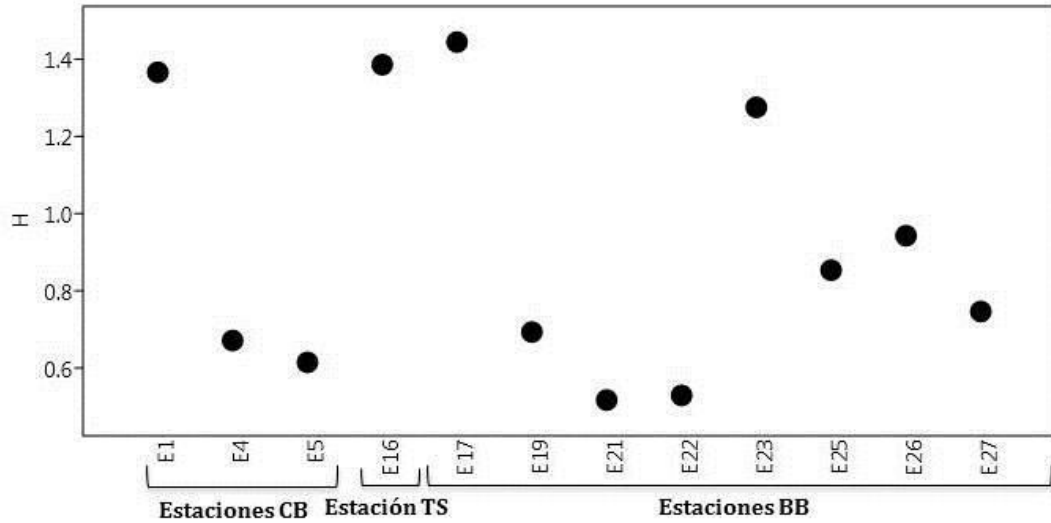


Figura 6. Valor del índice de diversidad Shannon- Wiener, en cada estación. CB, Canal Beagle, TS, Talud Sur y BB, Banco Burdwood: E17 y E19 en Zona de Transición, E21, E26 y E27 en Zona de Amortiguación y E22, E23 y E25 en Zona Núcleo.

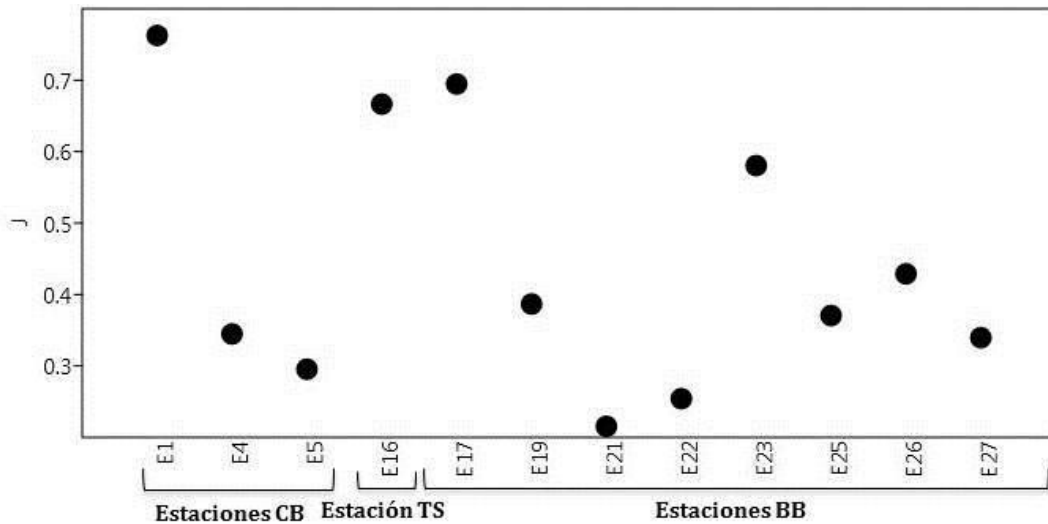


Figura 7. Valor del índice de equitatividad de Pielou, en cada estación. CB, Canal Beagle, TS, Talud Sur y BB, Banco Burdwood: E17 y E19 en Zona de Transición, E21, E26 y E27 en Zona de Amortiguación y E22, E23 y E25 en Zona Núcleo.

El Phylum Porifera además de encontrarse en todas las estaciones del AMP y la estación del talud sur (E16), contó con alta riqueza, que varió entre 8 a 15 especies (en las estaciones E17 y E26 respectivamente). Mientras que en el CB sólo se encontró una especie de porífero en la estación E5. Dentro de esta variedad, se registraron esponjas pertenecientes a los géneros *Mycale* y *Tedania*, que fueron los más abundantes. El primero representó aproximadamente el ~20% de la biomasa de la estación E19, mientras que el segundo, constituyó el ~51% de la biomasa de la estación E21. Se evidenció una mayor cantidad de especies del Phylum Cnidaria en el BB respecto del CB, aunque la mayor riqueza de especies se encontró en el talud (E16). El Phylum Echinodermata se registró en todos los sitios muestreados con una riqueza de especies similar, a excepción de la estación E4 (CB) con sólo 2 especies. Los grupos restantes presentaron una menor riqueza de especies y menor variabilidad entre las estaciones. El total de las especies encontradas del Phylum Arthropoda pertenecieron a la Clase Crustacea (Figura 8).

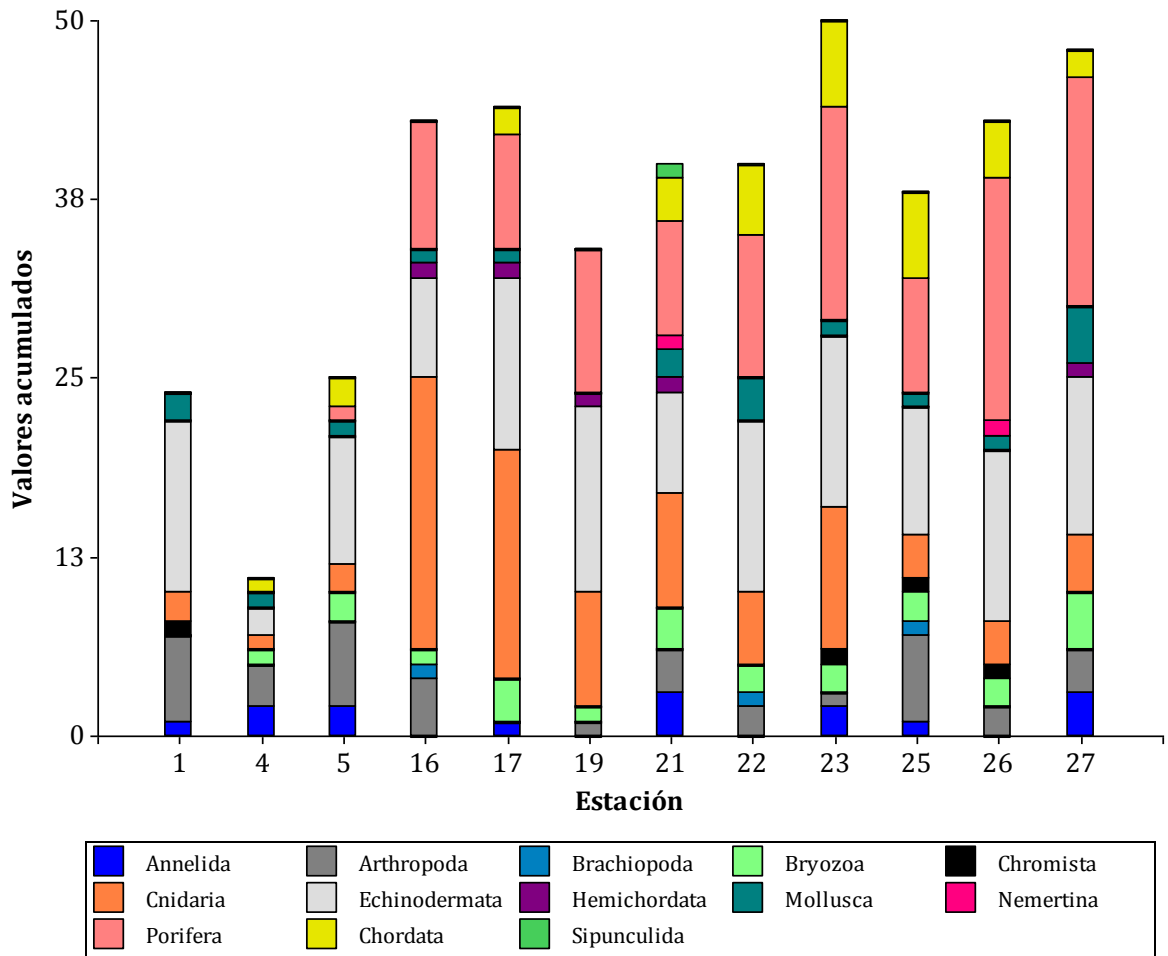


Figura 8. Cantidad de especies que se encontraron en cada Phylum y riqueza total en cada estación de muestreo. E1, E4 y E5, en Canal Beagle, E16 en Talud Sur, E17 y E19 en Zona de Transición (AMPN-BB), E21, E26 y E27 en Zona de Amortiguación (AMPN-BB) y E22, E23 y E25 en Zona Núcleo (AMPN-BB).

Gran parte de la biomasa que se encontró en cada estación del BB, correspondió al Phylum Porifera (>55 % en cada estación, 73,93 % de la biomasa total registrada en el BB), a excepción de la estación E17 que presentó una elevada proporción del Phylum Hemichordata (32,2 %) y Echinodermata (23,8 %). La estación E4 se encontró dominada por el Phylum Arthropoda (83,9%). Mientras que en la estación E5 dominó el Phylum Bryozoa (con una biomasa de 84,9 %) y en la estación E1 dominó el Phylum Arthropoda (con una biomasa de 39,2 %), Echinodermata (32,6 %) y Chromista (17 %). La estación E16 (talud sur) es la que presentó mayor biomasa del Phylum Cnidaria (36 %) (Figura 9).

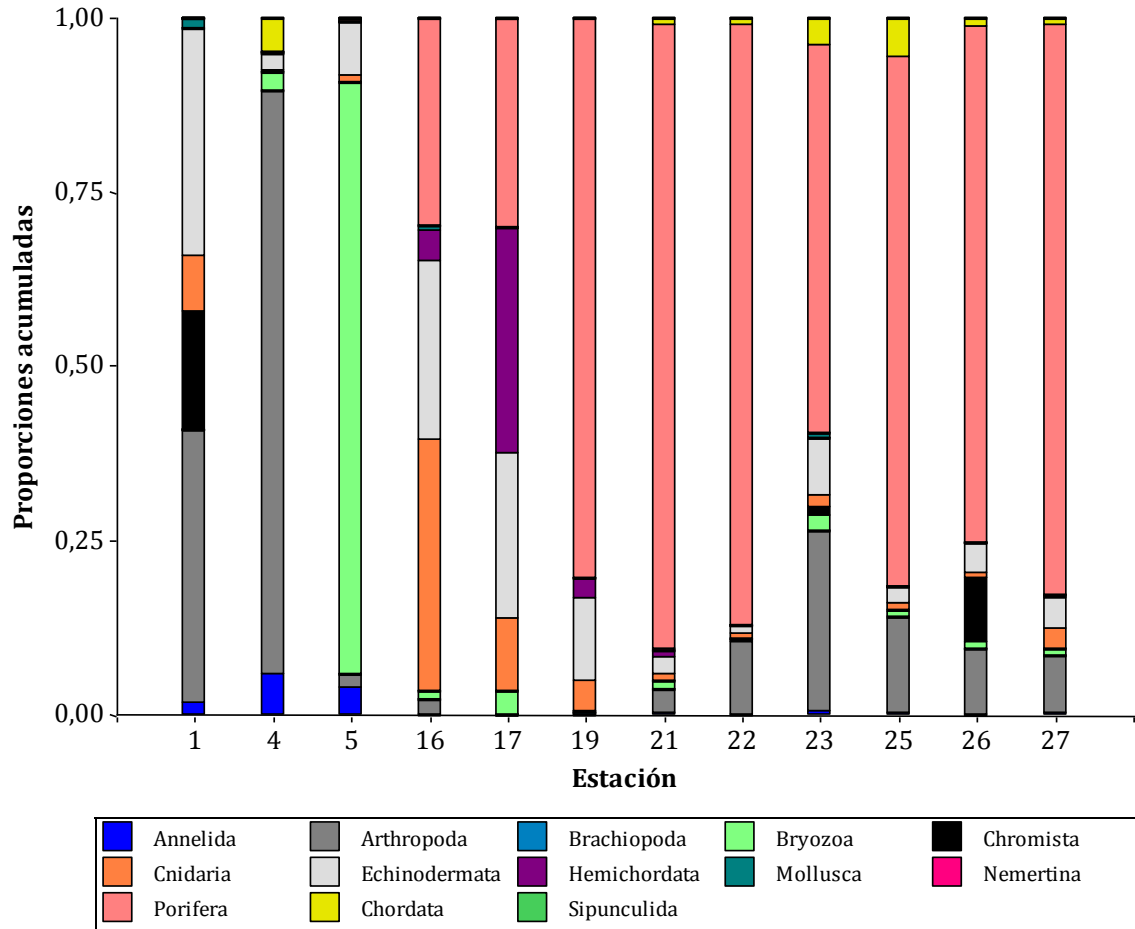


Figura 9. Proporción de biomasa de cada Phylum en cada estación. E1, E4 y E5, en Canal Beagle, E16 en Talud Sur, E17 y E19 en Zona de Transición (AMPN-BB), E21, E26 y E27 en Zona de Amortiguación (AMPN-BB) y E22, E23 y E25 en Zona Núcleo (AMPN-BB).

En cada una de las estaciones del BB se encontró que la biomasa fue mayor a 10 kg/1200 m², y el 75% de ellas, fue mayor a 20 kg/1200 m². En el CB, la estación E1 alcanzó una biomasa mayor a 10 kg/1200 m² mientras que las estaciones E4, E5 y E16 presentaron una biomasa menor a 10 kg/1200 m² (Figura 10).

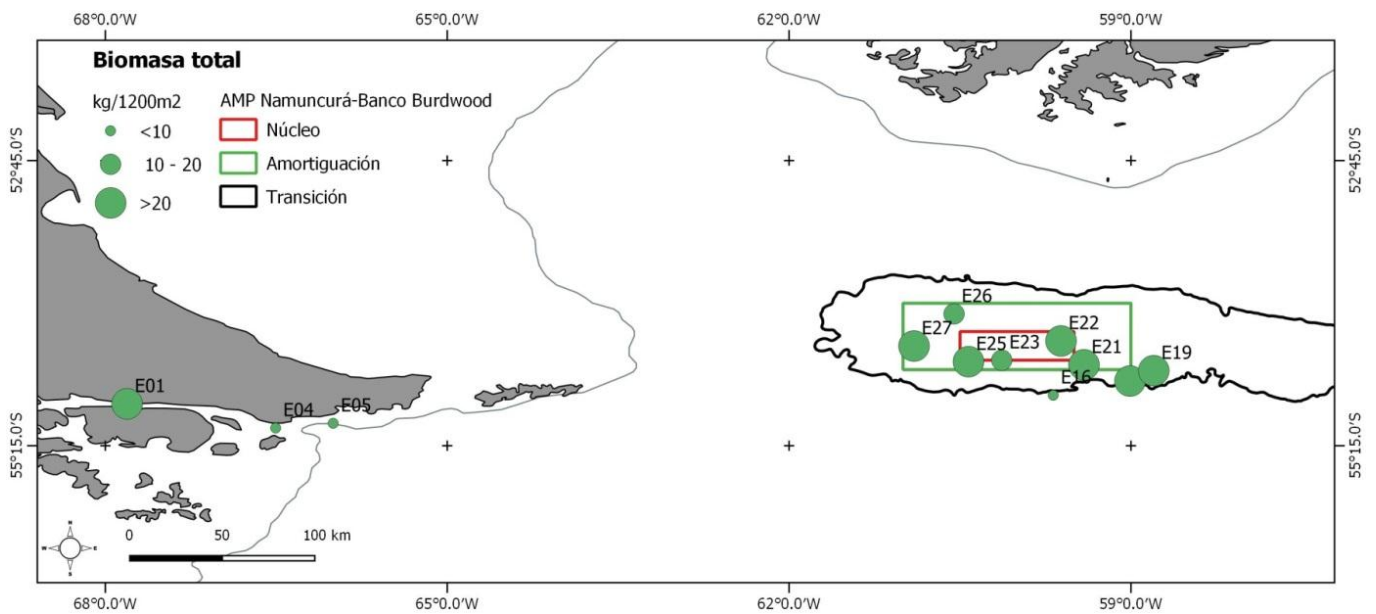


Figura 10. Biomasa total (kg/1200 m²) en cada sitio muestreado. E1, E4 y E5, en Canal Beagle, E16 en Talud Sur, E17, E19, E21, E22, E23, E25, E26 y E27 en Banco Burdwood.

El análisis de Escalamiento no Métrico Multidimensional (MDS) indicó una separación entre el CB, el BB y el talud (E16) (Stress = 0,1589). Entre las estaciones del CB, las estaciones E4 y E5 presentaron una estrecha distancia respecto a la encontrada entre estas dos estaciones y la estación E1. Entre las estaciones realizadas en el BB, se observó una mayor cercanía entre las estaciones pertenecientes a las zonas ZN y ZT. La estación ubicada en el talud sur (E16) se mostró alejada de todas las estaciones (Figura 11).

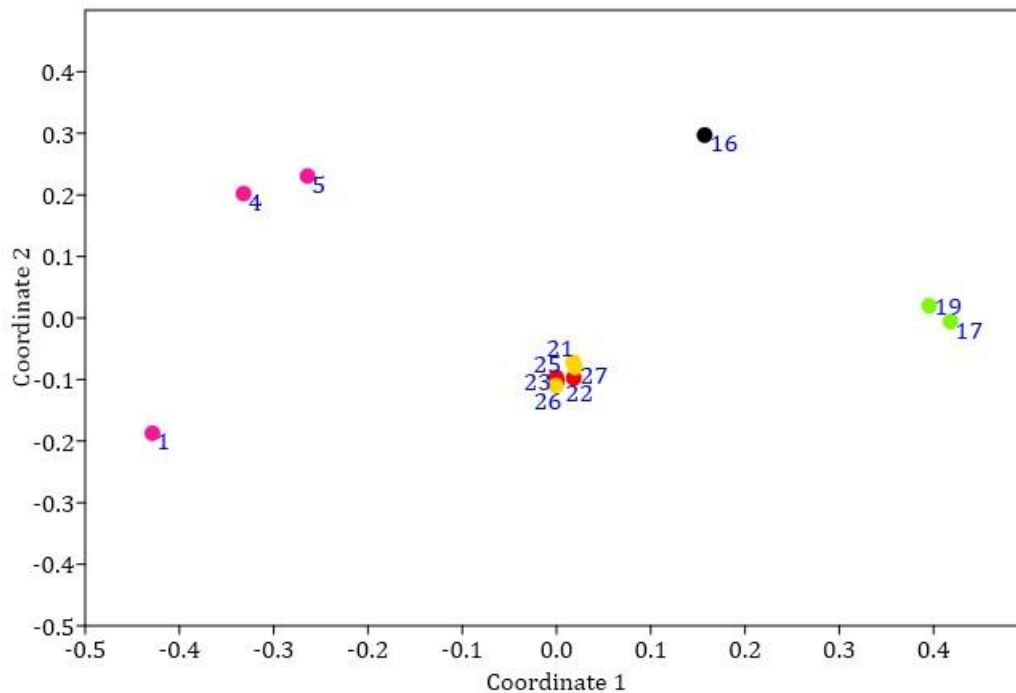


Figura 11. Diagrama de ordenamiento obtenido a partir del análisis MDS; en rosa las estaciones del CB, verde estaciones de la ZT (AMPN-BB), amarillo estaciones de la ZA (AMPN-BB), rojo las estaciones de la ZN (AMPN-BB) y negro, la estación del TS.

No se encontraron diferencias significativas en las comparaciones de similitud ($p > 0,05$). Sin embargo, los resultados de los Análisis de Porcentaje de Similitud son parecidos a los obtenidos en el MDS. El mayor porcentaje de disimilitud se encontró entre el CB y la ZT del BB. Por otro lado, la comparación que obtuvo la mayor similitud, fue entre la ZN y la ZA. En las comparaciones restantes (ZA-CB, ZA-ZT, ZN-CB y ZN-ZT) se obtuvieron porcentajes intermedios (*Anexo 3*). Las diferencias encontradas entre el CB y las distintas zonas del BB se debieron en gran parte al Phylum Porifera: 36% en la comparación ZN-CB, 26% en la comparación ZT-CB y un 37% en la comparación ZA-CB; cabe destacar que el 18% del porcentaje de disimilitud en la comparación ZT-CB se debió al Phylum Hemichordata. El resto de los phyla tuvieron una importancia menor al 11%.

Cuantificación del CCI (Método 1, Método 2 y Método 3)

En el Método 1, se evidenció una tendencia a la estabilidad en el aumento del peso a través del tiempo (6 hs, 12 hs, 18 hs y 24 hs) y, tanto en éste como en el Método 2, se observó mayor variabilidad entre las réplicas, respecto de los datos obtenidos a través

del Método 3. Las muestras pertenecientes al Phylum Porifera fueron las que presentaron menor porcentaje en el aumento de peso en las dos primeras técnicas y menor cantidad de carbono inorgánico en la tercera (Figura 12, 13 y 14).

Método 1: Variabilidad en el % Aumento de peso en el tiempo

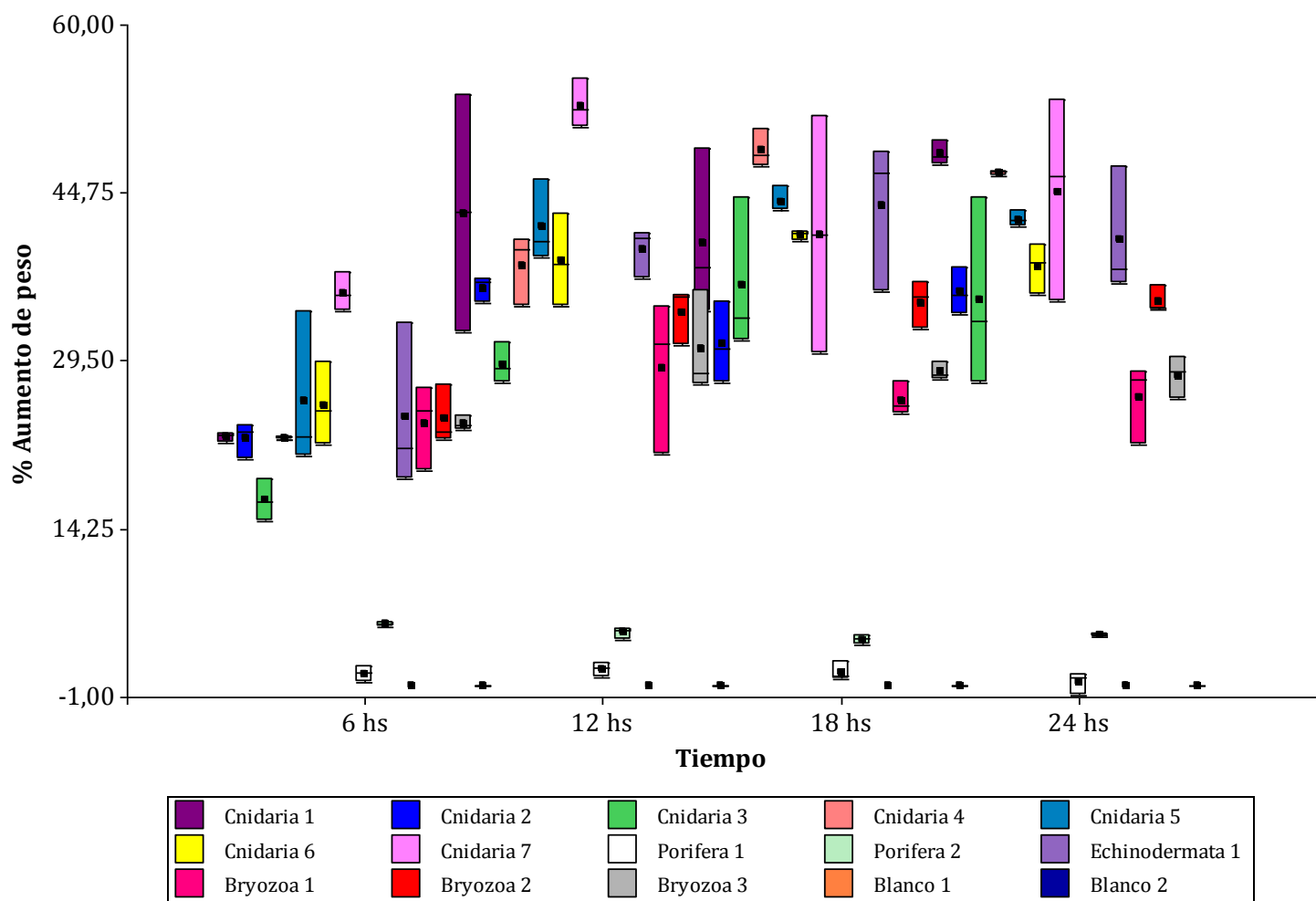


Figura 12. Variabilidad en el aumento del peso de las muestras, en el tiempo, y la variación entre las réplicas en los distintos tiempos, según la Metodología 1.

Método 2: Variabilidad en el % Aumento de peso

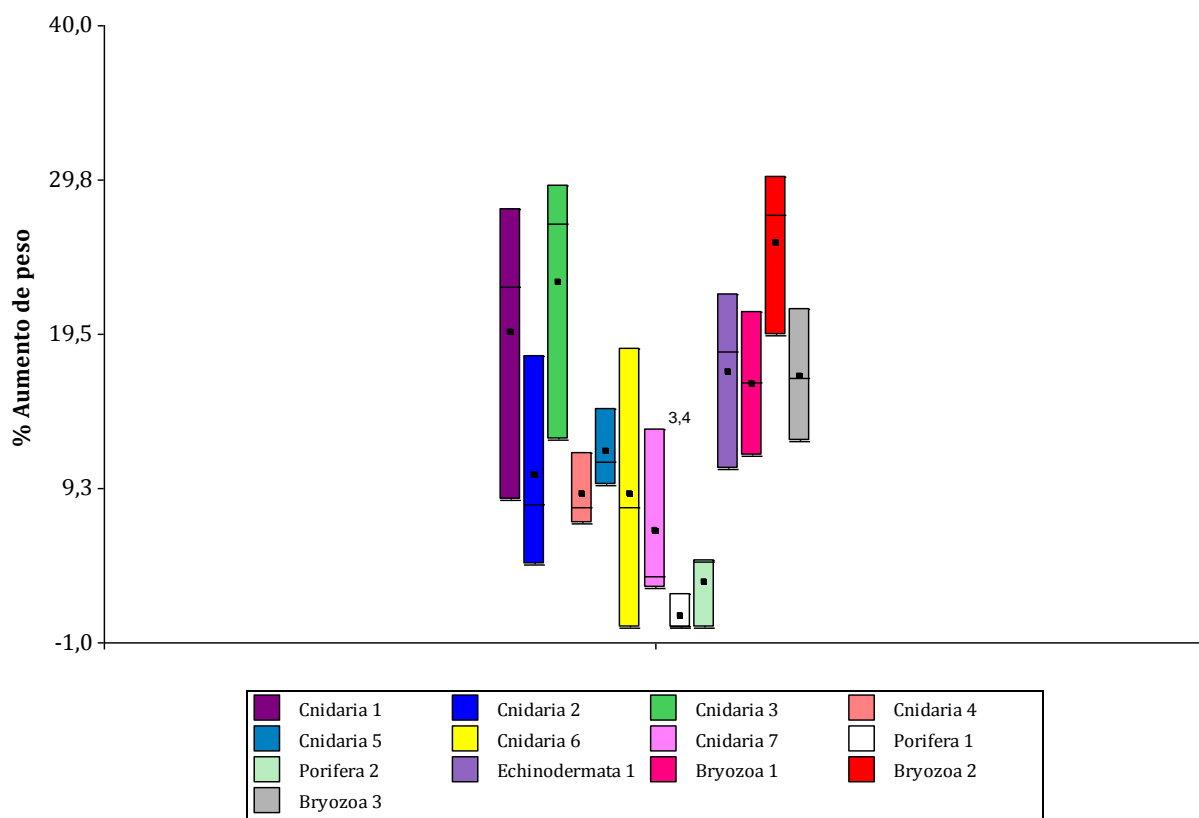


Figura 13. Variabilidad en el aumento del peso entre las réplicas, según la Metodología 2.

Método 3: Variabilidad en el % CI

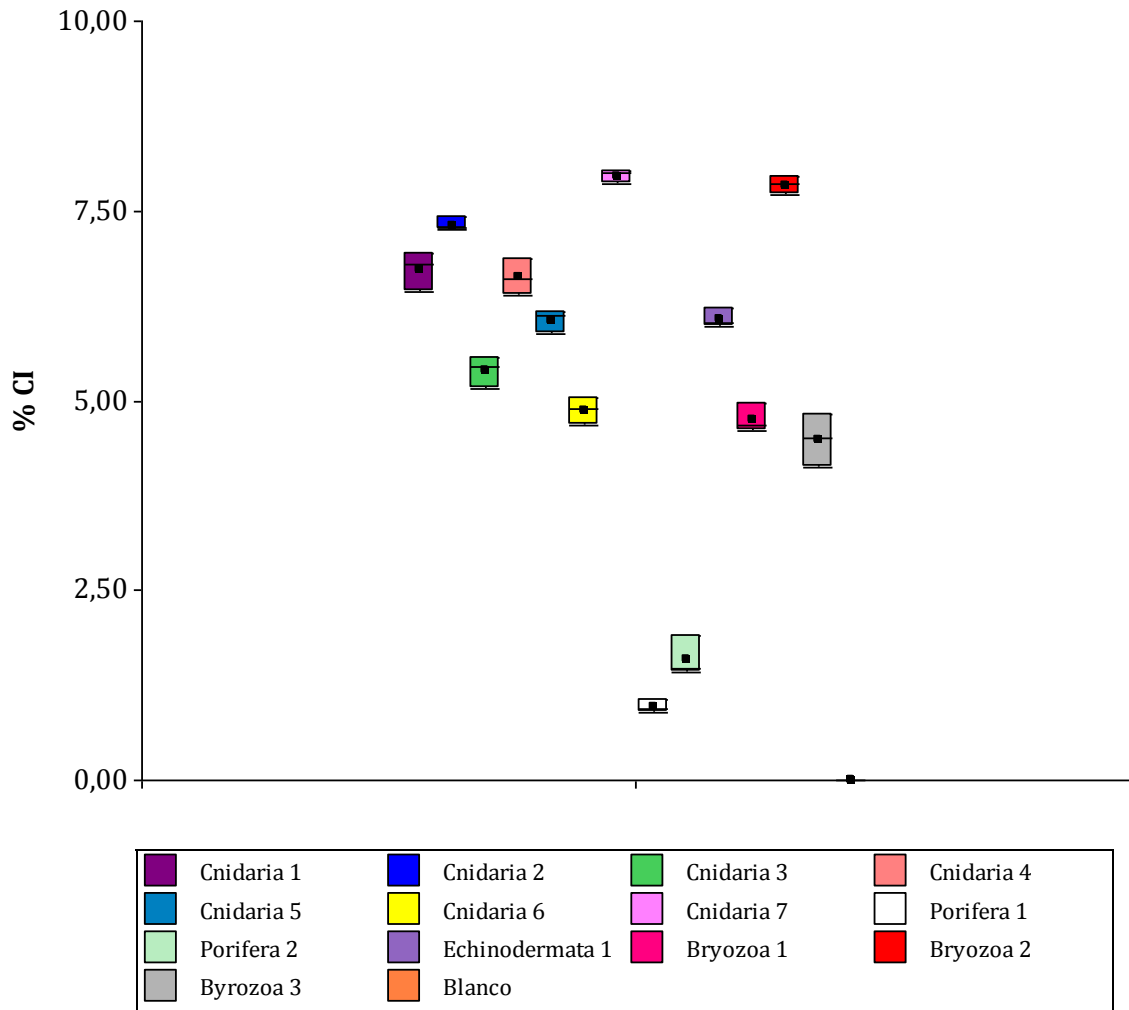


Figura 14. Variabilidad en el porcentaje que representa el carbono inorgánico del peso seco de cada muestra, según el Método 3.

Se encontraron diferencias significativas en la cantidad de carbono presente en el Phylum Porifera respecto del resto (Porifera-Cnidaria: $t = 18,73 - p < 0,0001$; Porifera-Echinodermata: $t = -27,68 - p < 0,0001$; Porifera-Bryozoa: $t = -7,80 - p < 0,0001$), mientras que entre los otros tres phyla restantes, no se encontraron diferencias significativas (Cnidaria-Bryozoa: $t = 1,24 - p = 0,24$; Bryozoa-Echinodermata: $t = -0,069 - p = 0,51$; Cnidaria-Echinodermata: $t = 1,47 - p = 0,15$) (Figura 15).

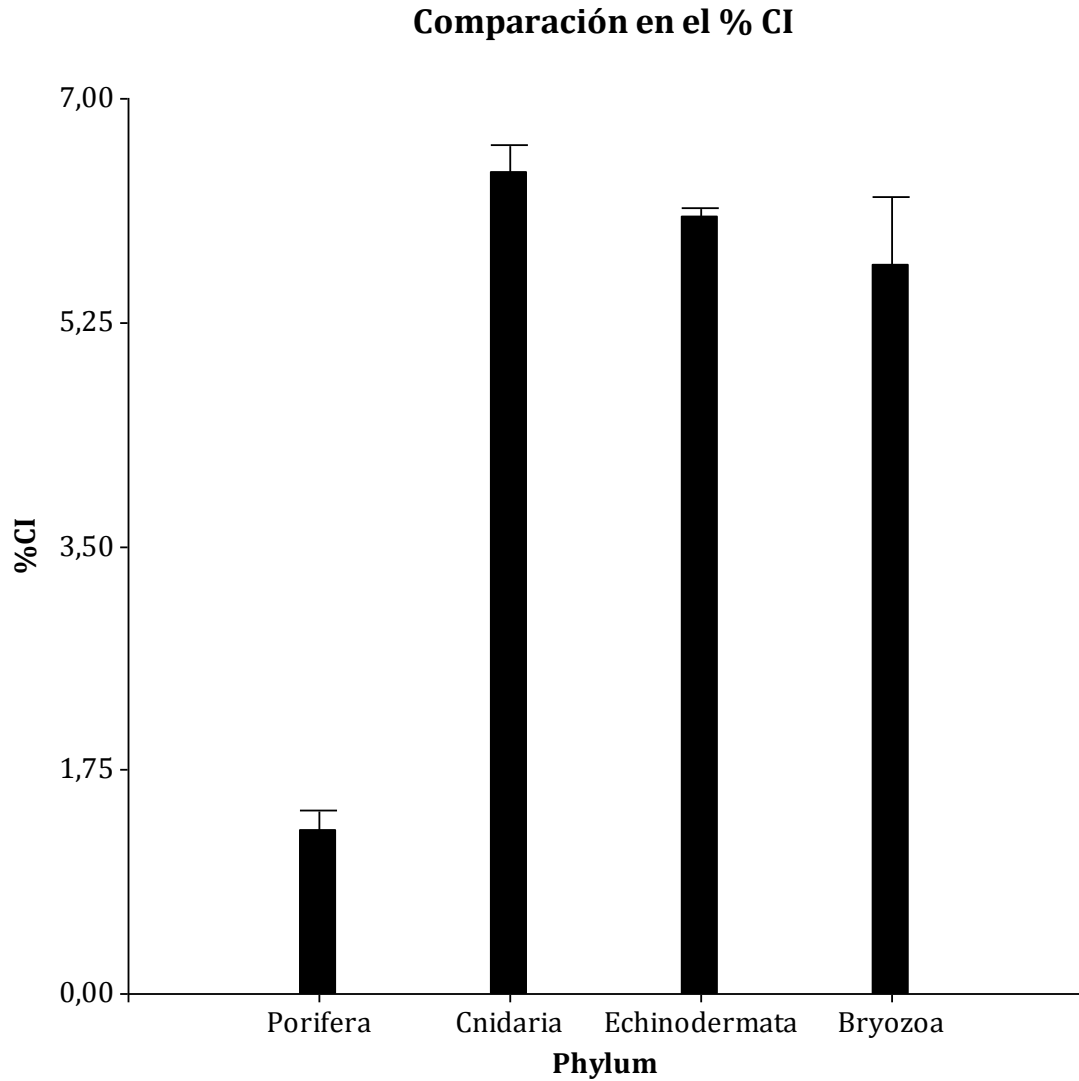


Figura 15. Porcentaje de C inorgánico (del peso seco) en cada Phylum. Las barras de error representan el error estándar.

Estimación del CCO y CCI

Las estaciones del BB presentaron valores significativamente mayores en el CCTotal que las estaciones del CB ($t = -4,82 - p = 0,001$), lo que se debe a un mayor CCO en el primero ($p = 0,001 - t = -4,88$), no habiendo diferencia significativa en el CCI ($t = -2,15 - p=0,075$) (Figura 16).

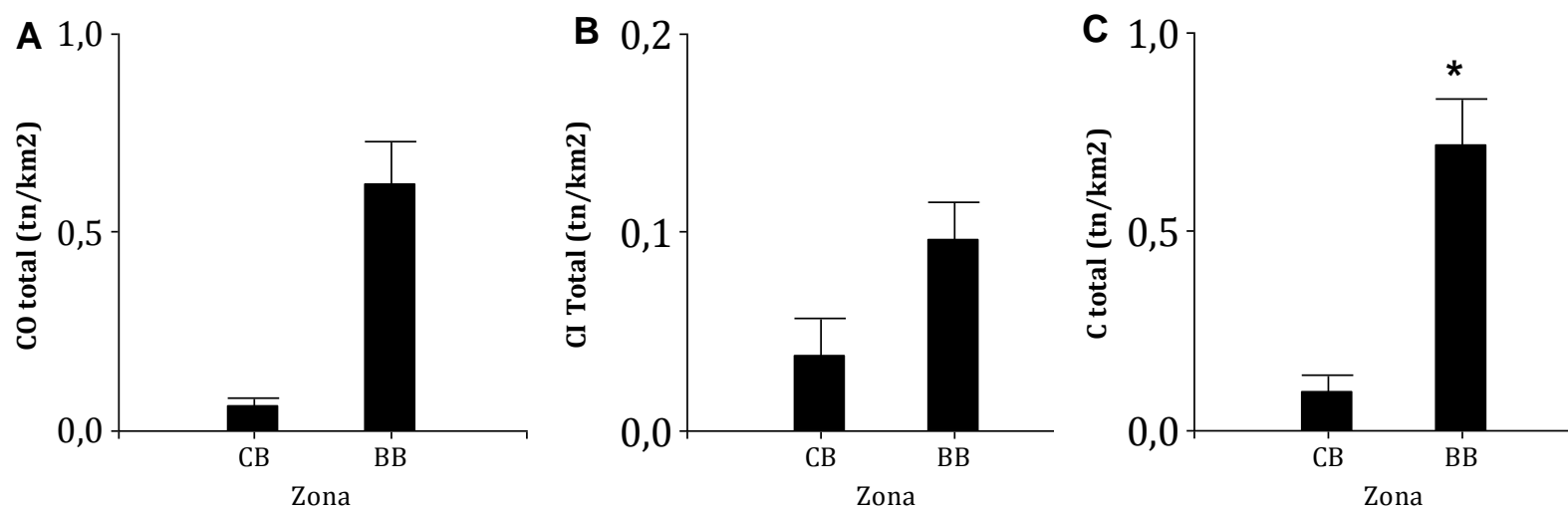


Figura 16. Estimaciones del contenido de carbono total de las estaciones del Canal Beagle (CB) y el Banco Burdwood (BB), las barras de error representan el error estándar. En A, el contenido de carbono orgánico (CO), en B, el contenido de carbono inorgánico (CI) y en C, el contenido de carbono total.

No se encontraron diferencias significativas entre la ZN y la N ZN en la cantidad de carbono total, orgánico e inorgánico ($p > 0,05$ en todos los casos) (Figura 17).

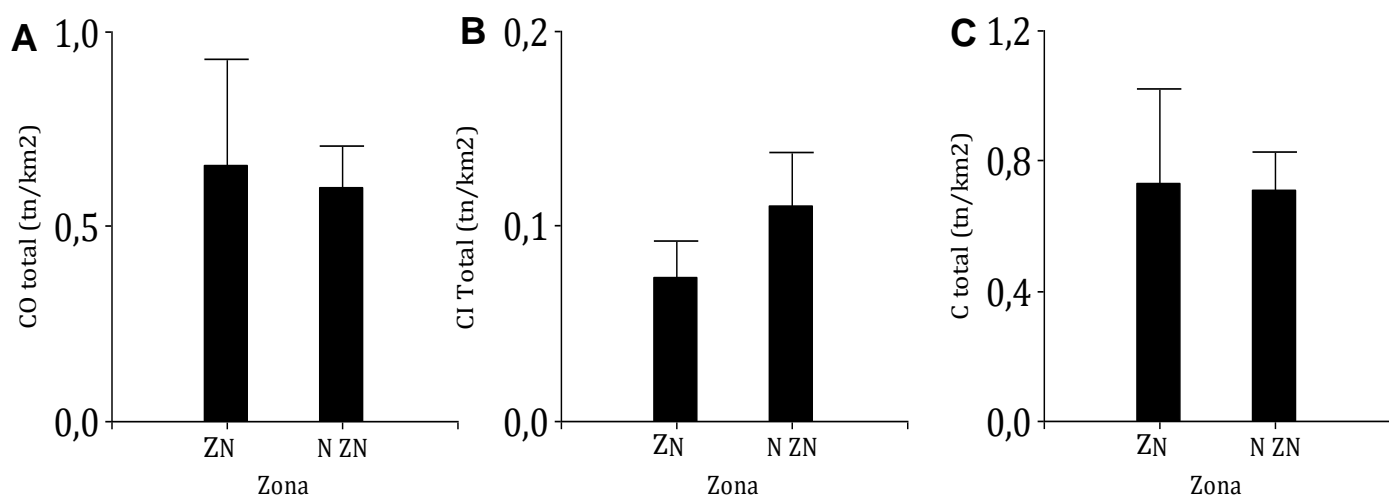


Figura 17. Cantidad de carbono orgánico e inorgánico estimado para la Zona Núcleo (ZN) y para la No Zona Núcleo (N ZN), las barras de error representan el error estándar. En A, el contenido de carbono orgánico (CO), en B, el contenido de carbono inorgánico (CI) y en C, el contenido de carbono total.

Todas las estaciones presentaron mayor CCO que CCI, diferencia que se acentuó más en las estaciones del BB respecto a las del CB. La estación ubicada en el talud sur (E16) se asemejó mayormente a las estaciones del CB. Además, se registró una menor variación en el CCTotal entre las estaciones del Canal Beagle que entre las del AMP, incluso se cuantificó una gran variabilidad entre las estaciones del BB que pertenecen a una misma zona, principalmente ZA (E21, E26 y E27) y ZN (E22, E23 y E25). Las estaciones con mayor CCTotal fueron las estaciones E22 y E27, las cuales pertenecen a la ZN y a la ZA respectivamente, mientras que las estaciones E23, E25 y E26, perteneciendo las dos primeras a la ZN y la tercera, a la ZA, son las que presentaron menor CCTotal (Figura 18 y Tabla 1).

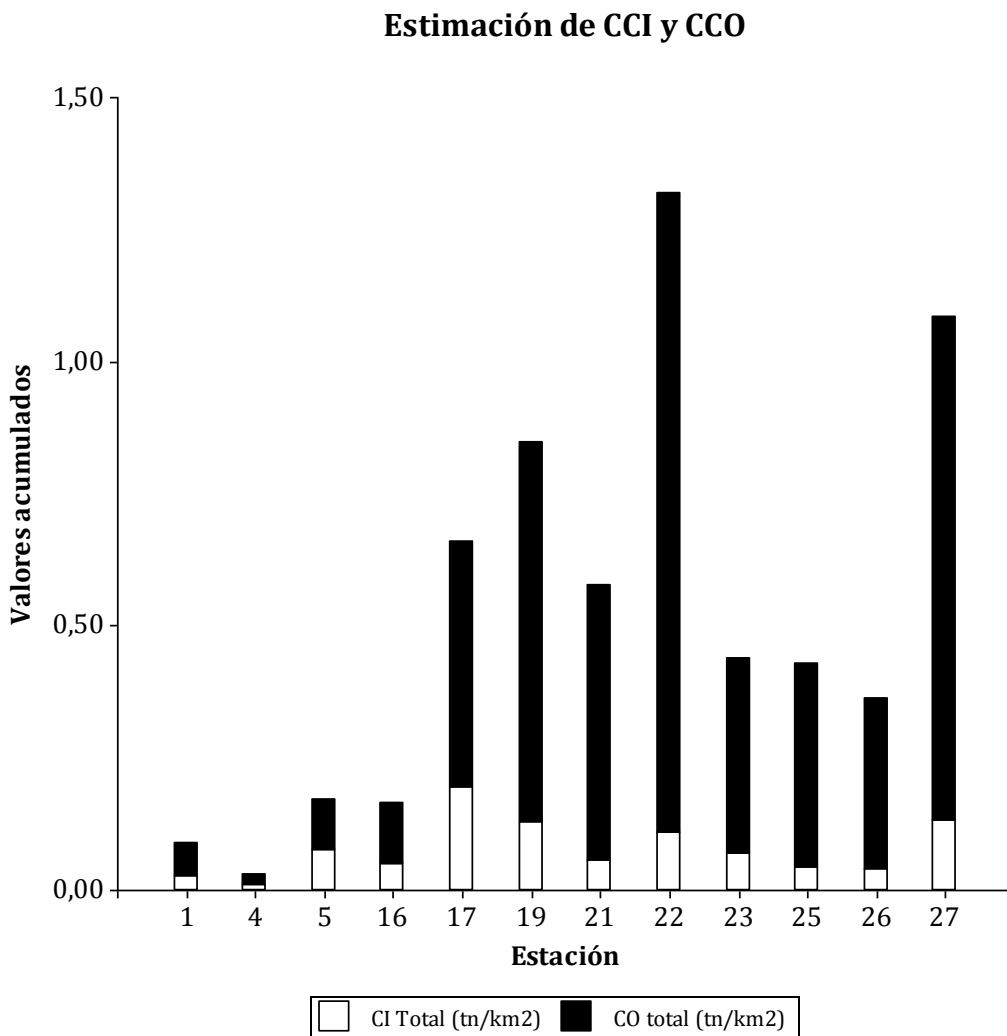


Figura 18. Cantidad de carbono orgánico e inorgánico estimado en cada estación. E1, E4 y E5, en Canal Beagle, E16 en Talud Sur, E17 y E19 en Zona de Transición (AMPN-BB), E21, E26 y E27 en Zona de Amortiguación (AMPN-BB) y E22, E23 y E25 en Zona Núcleo (AMPN-BB).

Tabla 1. Estimación del contenido de carbono orgánico, inorgánico y total, en el bentos del Banco Burdwood y del Canal Beagle. Se muestra el promedio entre los valores de las estaciones muestreadas. Se considera el error estándar.

	CCO (tn/km^2)	CCI (tn/km^2)	C total (tn/km^2)
Banco Burdwood	0,618±0,11	0,096±0,02	0,715±0,12
Canal Beagle	0,059±0,02	0,037±0,02	0,097±0,04

Gran parte del carbono orgánico e inorgánico almacenado en el BB perteneció al Phylum Porifera, a diferencia del CB y el talud sur, con predominio de equinodermos, briozoos y cnidarios. Aproximadamente el 90% del C de la estación E4, se encuentra en phyla aún no analizados. Al comparar las proporciones de CO y CI que cada Phylum aporta (Figura 17 y 18), se observó que los poríferos contribuyeron en mayor medida al CCO y menor en CCI, mientras que sucede lo inverso con los otros tres phyla analizados (Echinodermata, Bryozoa y Cnidaria). Para estimar el CCI se utilizaron los datos obtenidos a partir del Método 3 (Figura 19 y 20).

Por el área del BB (28.900 km^2), se estimó que en el bentos, se almacenan ~20.658 tn de carbono, de las cuáles ~2.788 tn corresponden a carbono inorgánico y ~17.870 tn a carbono orgánico.

Cantidad de CO por Phylum

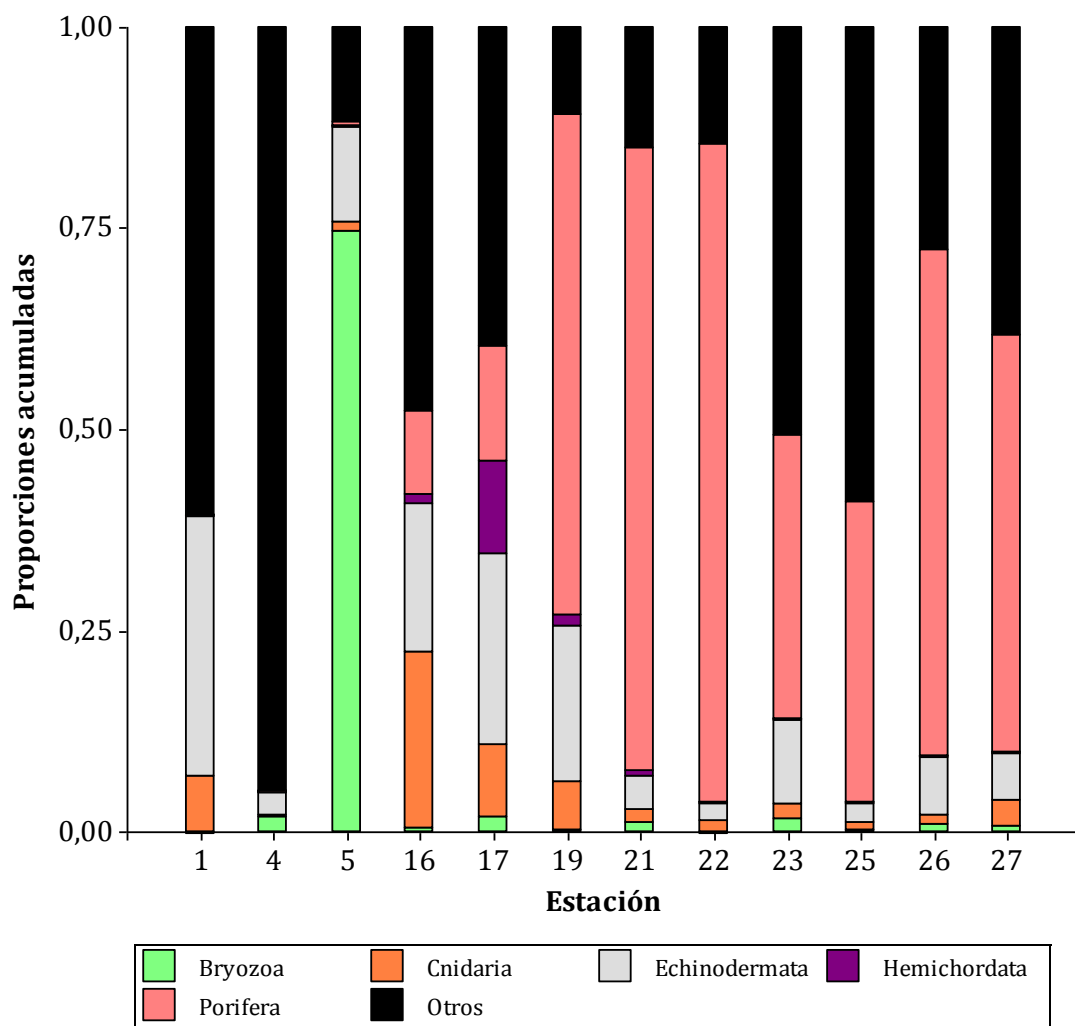


Figura 19. Proporciones de CO encontrado en cada Phylum analizado, y la proporción inferida sobre otros phyla no analizados, por estación. E1, E4 y E5, en Canal Beagle, E16 en Talud Sur, E17 y E19 en Zona de Transición (AMPN-BB), E21, E26 y E27 en Zona de Amortiguación (AMPN-BB) y E22, E23 y E25 en Zona Núcleo (AMPN-BB).

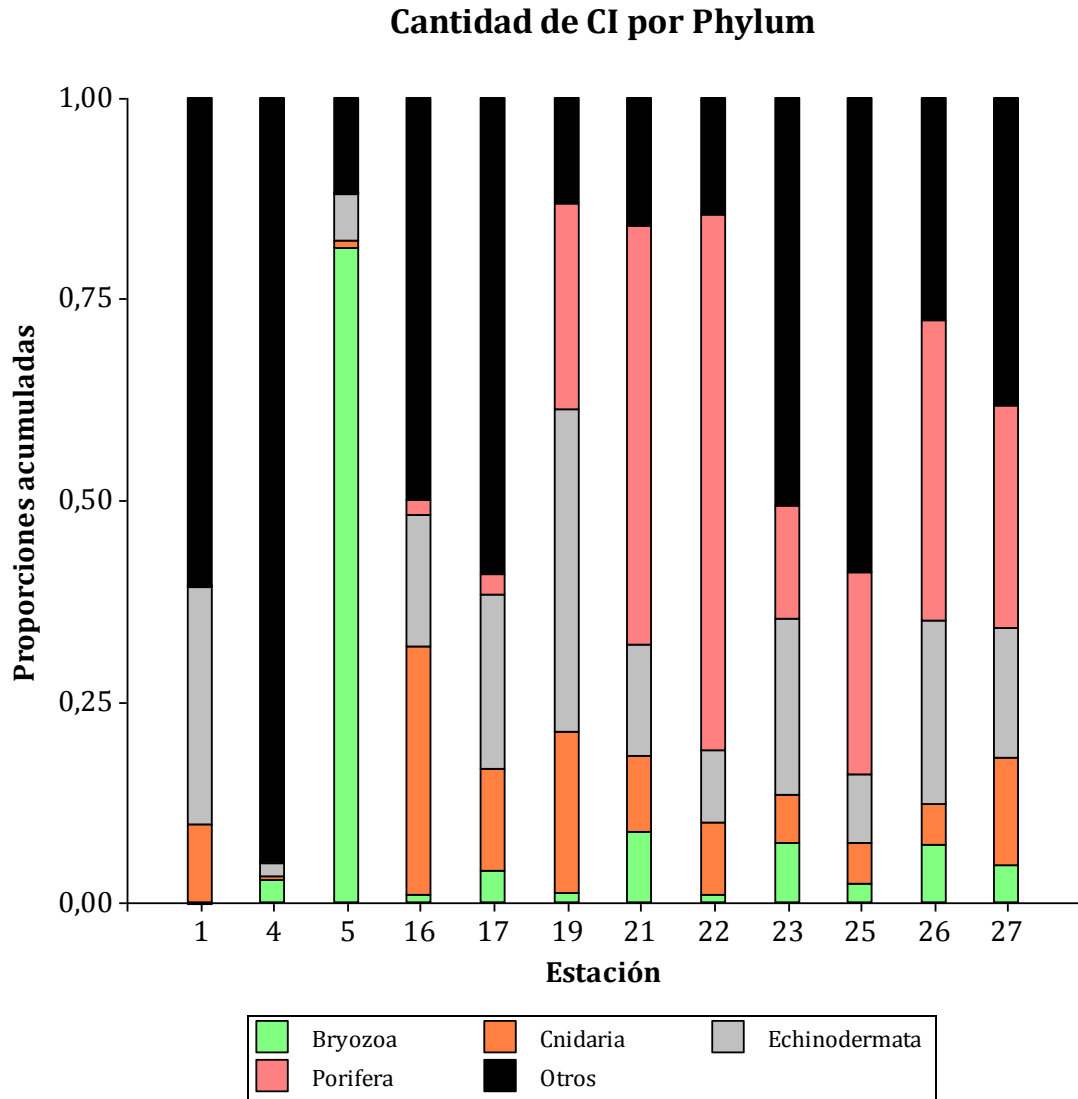


Figura 20. Proporciones de CI encontrado en cada Phylum analizado, y la proporción inferida sobre otros phyla no analizados, por estación. E1, E4 y E5, en Canal Beagle, E16 en Talud Sur, E17 y E19 en Zona de Transición (AMPN-BB), E21, E26 y E27 en Zona de Amortiguación (AMPN-BB) y E22, E23 y E25 en Zona Núcleo (AMPN-BB).

DISCUSIÓN

El presente trabajo proporciona una comparación entre el BB y el CB, dos sitios ubicados a la misma latitud, pero que se diferencian en las condiciones físicas, tales como temperatura y salinidad (Frayssé *et al.*, 2018). Por otro lado, este estudio, forma parte de una línea de base de conocimientos del AMP, contribuyendo al entendimiento del ecosistema. Los resultados de este estudio, reafirman la necesidad de protección de este ecosistema que almacena alto contenido de carbono. Debido a la falta de diferencias entre

las zonas del BB, se sugiere una re-zonificación en el área en la próxima revisión que se hará en el marco del plan de gestión de la misma.

Estructura y diversidad de los ensambles bentónicos

El AMP Namuncurá – Banco Burdwood es un área marina oceánica que presentó alta riqueza de especies comparado con zonas de equivalente profundidad en el Canal Beagle. Sin embargo cabe destacar que la mayor diversidad del CB se encuentra asociada a bosques de macroalgas (*Macrosystis pyrifera*) presentes en los bordes costeros del canal a menores profundidades (hasta 50 m profundidad) que las muestreadas en este trabajo (150 m). Por otro lado, se encontró que la riqueza de especies fue similar entre las tres zonas del AMP, lo cual coincide con estudios previos y aumenta la importancia de continuar y mejorar los esfuerzos de conservación a través de un plan de manejo efectivo, para preservar la biodiversidad marina bentónica (Fraysse *et al.*, 2018). En base a los datos analizados, la principal diferencia entre estas dos áreas se da por una alta cantidad de poríferos y cordados presentes en el AMP mientras que, en otros grupos tales como equinodermos, artrópodos, anélidos y briozoos no se evidencian grandes disimilitudes.

La biomasa registrada, en la que no se observó ninguna tendencia entre las zonas del AMP, puede ser explicada en parte por la riqueza en cada estación de muestreo. Esto también coincide con estudios previos, reafirmando que el BB es una zona que requiere protección y que, la mayor estabilidad generada por la alta riqueza, puede además incrementar el almacenamiento de carbono (Cardinale *et al.*, 2012). Las desviaciones que se observan a partir de lo esperado, en las que se sub o sobrestima la biomasa de cada estación a partir de su riqueza (Figura 4), pueden atribuirse a diferencias ambientales que existen entre las estaciones, dentro de las cuales se puede considerar la profundidad, el sustrato, entre otras. Por otro lado, a partir del índice de diversidad utilizado (H), tampoco se evidencia una tendencia entre las zonas del BB. Los valores obtenidos para el índice de diversidad en cada estación, se pueden explicar por la alta dominancia de ciertos grupos. Así, por ejemplo, aunque la estación E21 es en la que se encontró mayor cantidad de phyla, presenta una baja diversidad, dado que el ~50% de la biomasa corresponde al género *Tedania* (Porifera). Por otro lado, en la estación E1, se encontraron pocos phyla pero una diversidad alta, y también se puede explicar por su elevada equitatividad. Es probable que estos valores cambien cuando se complete la identificación taxonómica a niveles menores, lo que permitiría obtener resultados más precisos y sensibles. La alta biomasa perteneciente a esponjas coincide con estudios previos realizados en el AMP y en zonas antárticas, donde también se reporta que los

géneros *Tedania* y *Mycale* se encuentran entre los más abundantes (Kowalke, 2000; Lopez Gappa y Landoni, 2005). Asimismo, la mayor riqueza de poríferos, fue encontrada a profundidades similares a las del presente estudio, lo que puede explicar la baja biomasa de esponjas encontrada en la estación E16, debido a que esta estación tuvo una profundidad superior al resto.

La similitud entre las estaciones de la ZN y la ZA observada al analizar la composición y estructura de los ensamblajes bentónicos (Figura 10 y Anexo 4), se debe a que se encontraron casi todos los mismos phyla y en proporciones similares. De la misma manera, las estaciones E17 y E19 (ZT), presentan una estructura similar, en cuanto a Phylum y proporción de biomasa de éstos, y comparten con la estación E16 la presencia de hemicordados. Sin embargo, esta última estación se separa del resto por la elevada proporción de biomasa de cnidarios. Respecto a las estaciones del Canal Beagle, la presencia de algas (Chromista) y moluscos y la ausencia de briozoos en la estación E1, es lo que establece una diferencia con las estaciones E4 y E5. Cabe destacar que, en este estudio, las estaciones se agruparon por los phyla que tienen en común, pero estos organismos podrían corresponder a especies diferentes, que no se compartan entre estaciones. Es por ello que, como ya se mencionó, resulta necesario realizar este análisis con el menor nivel de categorías taxonómicas posibles (ej. especies) para lograr mayor sensibilidad ante las diferencias o similitudes entre las estaciones, zonas y áreas. Sumado a esto, a pesar de que se utilizó la raíz cuarta de las abundancias registradas, el análisis no fue sensible a grupos poco abundantes, dándole peso a los que dominan la muestra (ej. Porifera). Esto también podría mejorarse analizando a nivel de especie. Tal es el caso, de la agrupación entre las estaciones de la ZN y la ZA. Se considera que este agrupamiento podría estar sesgado por la gran abundancia de poríferos compartida, desestimando, por su pequeña biomasa, la importancia de tres phyla -Nemertina, Sipunculida y Hemichordata- ausentes en la ZN. Lo mismo ocurre con otros grupos -Nemertina, Hemichordata y Porifera- que sólo se encontraron en el BB.

Las diferencias mencionadas entre el BB y el CB, permiten establecer que el BB podría ser un Ecosistema Marino Vulnerable (VME). La vulnerabilidad de un ecosistema se relaciona con la probabilidad de que este sufra alteraciones como consecuencia de una perturbación, y la probabilidad de que se recupere y en qué plazo; los ecosistemas más vulnerables son aquellos que se alteran fácilmente y se recuperan en largos períodos de tiempo, o es posible que no se recuperen (FAO, 2009). Una de las principales diferencias es que, en el AMP se encontraron al menos 10 grupos de distintos niveles taxonómicos indicadores de este tipo de ecosistemas (Brachiopoda, Bryozoa, Ascidiacea, Actinaria, Gordonacea, Scleractinia, Hexactinellida, entre otros), mientras que en el Canal Beagle

sólo se encontraron 5 de estos taxa –también encontrados en el BB y todos en menor abundancia- (Jones y Lockhart, 2011). A medida que se complete la identificación taxonómica de las muestras obtenidas, es probable que se ajuste la cantidad de taxones indicadores y la designación de estos ambientes como vulnerables. Aun así, la sola presencia de estos taxones indicadores no justifica la designación de un ecosistema como vulnerable. Para esto se ha establecido un umbral de biomasa necesario ($>10 \text{ kg}/1200 \text{ m}^2$) para poder establecer un VME. Cuando se considera la biomasa total encontrada (en su mayoría perteneciente a taxa indicadores de VME) se evidencia que todas las estaciones del BB, sin distinción entre sus zonas, alcanzan la abundancia necesaria para ser considera como este tipo de ecosistema. Por otro lado, el BB es un área donde se desarrollan especies endémicas y especies con tasas de crecimiento lentas, con expectativas de vida larga (Barnes *et al.*, 2007; FAO, 2009; Gordillo *et al.*, 2019)

El AMP Namuncurá – Banco Burdwood como reservorio de C

Los resultados obtenidos a partir de las tres metodologías utilizadas para cuantificar el CCI, concuerdan con bibliografía en el sentido de que los poríferos tienen menor cantidad de carbonato que el resto de los phyla analizados (Migné *et al.*, 1998, Araújo *et al.*, 1999, Lindberg y Mienert, 2005 y Smith, 2007). Se logró poner a punto el Método 1, lo cual se puede ver en la Figura 11, teniendo en cuenta que el peso de las muestras tiende a estabilizarse, sin grandes cambios entre las 18 y las 24 hs de tratamiento, un tiempo mayor al esperado (Harris *et al.*, 2001), y los datos obtenidos fueron consistentes debido a que no se detectaron grandes variaciones entre las réplicas. Al igual que en el método mencionado previamente, en el Método 2, se observó un menor porcentaje de aumento del peso en el Phylum Porifera, lo que indicaría menor cantidad de carbonatos, pero los resultados obtenidos presentaron altos niveles de variabilidad entre las réplicas. En ambas metodologías, es posible que otros compuestos además del CaCO_3 , hayan reaccionado con el HCl, dado que se observaron aumentos en el peso de la muestra mayores al 11%, lo cual no es factible explicar, debido a que esta es la diferencia entre los pesos del CaCl_2 y CaCO_3 (el CaCO_3 es el compuesto presente en la muestra, mientras que el CaCl_2 se forma cuando el primero reacciona con el HCl, ver sección MATERIALES Y MÉTODOS). Por lo tanto, con el uso de estas dos técnicas, no se ha logrado cuantificar el contenido de carbono inorgánico, y debe ser complementada con otros análisis. Para esto, se propone en un segundo paso y como continuación de este estudio, la medición de CCTotal en las muestras previo y posterior al tratamiento, mediante espectrometría de

masa a fin de cuantificar el CCI y CCO por diferencias de contenido de carbono en muestras sin acidificar y acidificadas.

Por las razones mencionadas, para la estimación del CCI, en el presente trabajo se utilizaron los datos obtenidos a partir de la Metodología 3, la cual ha sido ampliamente utilizada para estimar carbonatos en sedimentos (Dean, 1974; Ben-Dor y Banin, 1989). Se observó poca variabilidad entre las réplicas y los resultados son acordes a la bibliografía antes mencionada, según los phyla analizados. Además es un método menos costoso y más sencillo respecto de los otros, que permite trabajar con varias muestras en simultáneo, y resulta ser ampliamente adecuada para los objetivos de este estudio, dado que con el uso de la mufla se pudo cuantificar el carbono orgánico e inorgánico, las muestras requieren la misma preparación e incluso pueden ser las mismas para ambas estimaciones. Este procedimiento podría ser utilizado también en estudios futuros, cuyo objetivo sea estimar el carbono en sedimentos del AMP.

Por otro lado, y de acuerdo a la hipótesis planteada, el Banco Burdwood representa un importante reservorio de carbono, lo que se considera un servicio ecosistémico, por lo que este estudio reconoce una nueva razón para conservar el área. Representa una zona de mayor densidad de carbono (tn/km^2) respecto del Canal Beagle (un orden de magnitud de diferencia) y dicha diferencia, se explica principalmente por el contenido de carbono orgánico (Figura 15 y Tabla 1). La alta cantidad de CI del CB, puede deberse a la alta biomasa de briozoos encontrados en la estación E5, los cuales representan el $\sim 80\%$ de la biomasa de dicha estación, mientras que en las estaciones del BB, gran parte de la biomasa corresponde a poríferos y se encontró que el primer grupo tiene mayor cantidad de CI respecto del segundo, coincidiendo con trabajos previos (Araújo et al., 1999 y Smith, 2007). Debido a que en la ZT se realizaron sólo dos estaciones, no fue posible realizar pruebas estadísticas para comparar las cantidades de carbono entre las zonas del BB, sin embargo, se observó una alta variabilidad en la capacidad de retención de carbono entre las estaciones de cada zona. Esto indica que es necesario realizar una re-zonificación del AMP, que asegure la protección de este servicio ecosistémico, dado que actualmente, de acuerdo a la Ley nº 26.875, se permiten actividades extractivas en la ZT que podrían disminuir el almacenamiento de carbono y por lo tanto, la efectividad del servicio ecosistémico. La estación situada en el talud sur (E16), tiene una menor capacidad de almacenamiento de CCTotal respecto a las estaciones del BB y comparable con la capacidad de las estaciones del CB. Sin embargo presenta una alta riqueza de corales (17 especies) que no fue encontrada en ninguna otra estación, lo que podría justificar su inclusión dentro del AMP, coincidiendo con estudios previos (Frayse *et al.*, 2018). Esta cantidad de corales, coincide con su alto CCI comparado con otras estaciones en las que

predominaron las esponjas (ej. estación E22). Las diferencias encontradas entre esta estación y las del BB pueden ser atribuidas a las distintas profundidades. Por otra parte, se considera que estudios futuros deberían abarcar cuantificaciones de carbono en los sedimentos del área, teniendo en cuenta que la alta cantidad de carbono almacenada en especies bentónicas, debe ser retenida en los sedimentos para asegurar la inmovilización (Barnes et al., 2016).

La diferencia en la cantidad de C entre las dos áreas bajo estudio, puede deberse a que el BB, a diferencia del CB, es la zona más afectada por la corriente de Malvinas, que posee un alto contenido de nutrientes y oxígeno que permiten mayores productividades primarias y secundarias (Longhurst, 1998 y Vivier y Provost, 1999). Igualmente y de acuerdo a la estimación realizada, el BB supera en densidad de carbono a otras áreas marinas que se encuentran a altas latitudes, tales como las plataformas continentales de regiones antárticas (Barnes *et al.*, 2015). Algunas de estas regiones son la zona este del Mar de Bellingshausen, las islas Georgias del Sur, el oeste del Mar de Ross y el este del Mar de Amundsen. Sin embargo, el almacenamiento de C del AMP puede ser perturbado por la acidificación del océano, proceso caracterizado por una disminución del pH del agua, como consecuencia de la elevada concentración del CO₂, producto a su vez de las elevadas emisiones antropogénicas, lo que provoca un aumento en la concentración de H⁺ y una disminución de la concentración del ión carbonato (CO₃²⁻) (Doney et al., 2009). Estos cambios tienen impactos –positivos y negativos- en la biota del océano, principalmente en organismos que utilizan el carbonato para su crecimiento, cuya tasa de calcificación generalmente disminuye con la acidificación (Gazeau *et al.*, 2007; Ries *et al.*, 2009).

CONCLUSIÓN

El Área Marina Protegida Namuncurá - Banco Burdwood es un sitio de alta riqueza de especies, asociada a una alta biomasa representada mayormente por el phylum Porifera. Aunque no se pudieron realizar comparaciones entre las tres zonas del BB debido a que sólo se muestrearon dos estaciones en la zona de transición, tampoco se evidencian tendencias a distinguir las áreas. Por otro lado, las altas cantidades de carbono encontradas en el AMP, le otorga una gran importancia ante un escenario de cambio climático como el actual, por lo que el manejo de esta área y la preservación de su ambiente y biodiversidad son fundamentales. Además y a pesar de que no se pudieron realizar comparaciones en profundidad entre las tres áreas del AMP –BB-, si se observó que al menos al nivel analizado no hay diferencias que validen la actual

zonación del AMP. Es por ello, que se sugiere para la próxima revisión que debe hacerse de la misma que toda el área del AMP quede bajo el mismo régimen de protección.

BIBLIOGRAFÍA

- Araújo M.F., Cruz A., Humanes M., Lopes M.T., da Silva J.A.L. y da Silva J.J.F.R. (1999). Elemental composition of Demospongiae from the eastern Atlantic coastal waters. *Chemical Speciation & Bioavailability*, 11(1):25-36.
- Arntz W, Brey T (eds) (2003) Expedition ANTARKTIS XIX/5 (LAMPOS) of RV "Polarstern" in 2002. *Ber Polarforsch Meeresforsch*, 462, 124.
- Arrigo, K. R., van Dijken G.L., y Bushinsky S. (2008), Primary production in the Southern Ocean, 1997–2006. *Journal of Geophysical Research*, 113, C08004.
- Balvanera P., Siddique I., Dee L., Paquette A., Isbell F., Gonzalez A., Byrnes J., O'Connor M.I., Hungate B.A., Griffin J.N. (2014). Linking Biodiversity and Ecosystem Services: Current Uncertainties and the Necessary Next Steps. *BioScience*, 64(1):49–57.
- Barnes D.K.A., Webb K.E. & Linse K. (2007). Growth rate and its variability in erect Antarctic bryozoans. *Polar Biology*, 30: 1069-1081.
- Barnes D.K.A. (2015). Antarctic sea ice losses drive gains in benthic carbon drawdown. *Current Biology*, 25:789–790.
- Barnes D.K.A., Ireland L., Hogg O.T., Morley S., Enderlein P., Sands C.J. (2016). Why is the South Orkney Island shelf (the world's first high seas marine protected area) a carbon immobilization hotspot? *Global Change Biology*, 22, 1110–1120.
- Barnes D.K.A., Fleming A., Sands C.J., Quartino M.L., Deregibus D. (2018). Icebergs, sea ice, blue carbon and Antarctic climate feedbacks. *Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences*, 376:20170176.
- Battin T.J., Luysaert S., Kaplan L.A., Aufdenkampe A.K., Richter A. y Tranvik L. J. 2009. The boundless carbon cycle. *Nature Geoscience*, 2:598–600.
- Ben-Dor E. & Banin A. (1989). Determination of organic matter content in arid-zone soils using a simple "loss-on-ignition" method. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 20:15-16, 1675-1695.

- Benthien A., Müller P.J. (2000). Anomalously low alkenone temperatures caused by lateral particle and sediment transport in the Malvinas Current region, western Argentine Basin. *Deep-Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, 47:2369-2393
- Bernhardt J.R. y Leslie H.M. (2013). Resilience to climate change in coastal marine ecosystems. *Annual Review of Marine Science*, 5:371–92.
- Cardinale B.J., Matulich K.L., Hooper D.U., Byrnes J E., Duffy E., Gamfeldt L., Balvanera P., O'Connor M.I. y Gonzalez, A. (2011). The functional role of producer diversity in ecosystems. *American Journal of Botany*, 98: 572-592.
- Cardinale B.J, Duffy J.E, Gonzalez A, Hooper D.U., Perrings C., Venail P., Narwani A., Mace G.M., Tilman D., Wardle D.A., Kinzig A.P., Daily G.C., Loreau M., Grace J.B., Larigauderie A., Srivastava D.S. & Naeem S. (2012). Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*, 486:59–67.
- Carrillo C.J., Smith R.C., Karl D.M. (2004). Processes regulating oxygen and carbon dioxide in surface waters west of the Antarctic Peninsula. *Marine Chemistry*, 84(3–4): 161-179.
- Chapin F.S., Zavaleta E.S., Eviner V.T., Naylor R.L., Vitousek P.M., Reynolds H.L., Hooper D.U., Lavorel S., Sala O.E., Hobbie S.E., Mack M.C. & Sandra Díaz. (2000). Consequences of changing biodiversity. *Nature*, 405: 234–242.
- Darling E.S. y Côté I.M. (2018). Seeking resilience in marine ecosystems. *Science*, 359(6379):986-987.
- Dean, W.E. (1974). Determination of carbonate and organic matter in calcareous sediments and sedimentary rocks by loss on ignition; comparison with other methods. *Journal of Sedimentary Research*, 44(1): 242-248.
- Di Rienzo J.A., Casanoves F., Balzarini M.G., Gonzalez L., Tablada M., Robledo C.W. (2008). InfoStat, versión 2008, Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- Doney S.C., Balch W.M., Fabry V.J., y Feely, R.A. (2009). Ocean acidification: a critical emerging problem for the ocean sciences. *Oceanography*, 22: 16–25.
- Duarte C.M., Losada I.J., Hendriks I.E., Mazarrasa I. y Marbá N. (2013). The role of coastal plant communities for climate change mitigation and adaptation. *Nature Climate Change* 3:961–968.

- Falkowski P., Scholes R. J., Boyle E., Canadell J., Canfield D., Elser J., Gruber N., Hibbard K., Högberg P., Linder S., Mackenzie F.T., Moore B., Pedersen T., Rosenthal Y., Seitzinger S., Smetacek V., Steffen W. (2000). The Global Carbon Cycle: A Test of Our Knowledge of Earth as a System. *Science*, 290:291-296.
- FAO (2009). International Guidelines for the Management of Deep-Sea Fisheries in the High Seas. Food and Agricultural Organisation of the United Nations, Rome, Italy.
- Feely R.A., Sabine C.L., Lee K., Berelson W., Kleypas J., Fabry V.J., Millero F.J. (2004). Impact of Anthropogenic CO₂ on the CaCO₃ System in the Oceans. *Science*, 305:362-366.
- Folke C., Carpenter S., Walker B., Scheffer M., Elmqvist T., Gunderson L. y Holling C.S. (2004). Regime shifts, resilience, and biodiversity in ecosystem management. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 35:557-581.
- Frayse C., Calcagno J. & Pérez A.F. (2018). Asteroidea of the southern tip of South America, including Namuncurá Marine Protected Area at Burdwood Bank and Tierra del Fuego Province, Argentina. *Polar Biology*, 41: 2423.
- Frölicher T.L., Sarmiento J.L., Paynter D.J., Dunne J.P., Krasting J.P. y Winton M. (2015). Dominance of the Southern Ocean in Anthropogenic Carbon and Heat Uptake in CMIP5 Models. *Journal of Climate*, 28: 862–886.
- Gazeau, F., Quiblier, C., Jansen, J.M., Gattuso, J.P., Middelburg, J.J., y Heip, C.H.R. (2007). Impact of elevated CO₂ on shellfish calcification. *Geophysical Research Letters*, 34 L07603.
- Glorioso P.D. (2000). Patagonian shelf 3D tide and surge model. *Journal of Marine Systems*, 24:141–151.
- Gordillo S., Bayer M.S., de Aranzamendi M.C., Taverna A. y Morán G.A. (2019). The ecological role of brachiopods in the Namuncurá MPA/Burdwood Bank, off southern South America. *Marine Biodiversity*, 1-15.
- Hammer Ř., Harper D.A.T., y Ryan, P.D. (2001). PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Paleontología Electronica.*, 4:9pp.
- Harris, D., Horwath W.R. y van Kessel C. (2001). Acid fumigation of soils to remove carbonates prior to total organic carbon or CARBON-13 isotopic analysis. *Soil Science Society of America Journal*. 65:1853-1856.

- Heiri O., Lotter A.F., y Lemcke G. (2001) Loss on ignition as a method for estimating organic and carbonate content in sediments: reproducibility and comparability of results. *Journal of Paleolimnology*, 25: 101-110.
- Holling C.S. (1973). Resilience and Stability of Ecological Systems. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 4(1): 1-23.
- Houghton R.A, Hackler J.L., in Trends: A Compendium of Data on Global Change (Carbon Dioxide Information Analysis Center, Oak Ridge National Laboratory, TN, 2002).
- Isbell, F., Gonzalez, A., Loreau, M., Cowles, J., Díaz, S., Hector, A. (..) y Turnbull, L. A. (2017). Linking the influence and dependence of people on biodiversity across scales. *Nature*, 546(7656):65-72.
- Jones C.D. y Lockhart S.J. (2011). Detecting Vulnerable Marine Ecosystems in the Southern Ocean using research trawls and under water imagery. *Marine Policy*, 35:732–736.
- Joos F., Plattner G.K., Stocker T.F., Marchal O., Schmittner A. (1999). Global warming and marine carbon cycle feedbacks on future atmospheric CO₂. *Science*, 284:464-467.
- Kahn A.S., Yahel G., Chu J.W.F., Tunnicliffe V. y Leys S.P. (2015). Benthic grazing and carbon sequestration by deep-water glass sponge reefs. *Limnology and Oceanography*, 60:78–88.
- Khatiwala S., Tanhua T., Mikaloff Fletcher S., Gerber M., Doney S.C., Graven H. D., Gruber N., McKinley G. A., Murata A., Ríos A. F. y Sabine C. L. (2013). Global ocean storage of anthropogenic carbon. *Biogeosciences*, 10:2169–2191.
- Kowalke J. (2000). Ecology and energetics of two Antarctic sponges. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 247(1): 85-97.
- Lindberg B. y Mienert J. (2005). Postglacial carbonate production by cold-water corals on the Norwegian Shelf and their role in the global carbonate budget. *Geology*, 33 (7): 537-540.
- Longhurst, A. (1998). *Ecological Geography of the Sea*, 560 pp., Academic Press, San Diego.
- Loreau M. y de Mazancourt C. (2013). Biodiversity and ecosystem stability: a synthesis of underlying mechanisms. *Ecology Letters*, 16: 106–115.
- Mace G.M., Norris K. & Fitter A.H. (2012). Biodiversity and ecosystem services: a multilayered relationship. *Trends in Ecology and Evolution*, 27(1):19-26.

- Mcleod E., Chmura G.L., Bouillon S., Salm R., Björk M., Duarte C.M., Lovelock C.E., Schlesinger W.H. y Silliman B.R. (2011). A blueprint for blue carbon: toward an improved understanding of the role of vegetated coastal habitats in sequestering CO₂. *Ecology Environments*, 9(10): 552–560.
- Migné A., Davoult D., Gattuso J.P. (1998). Calcium carbonate production of a dense population of the brittle star *Ophiothrix fragilis* (Echinodermata: Ophiuroidea): role in the carbon cycle of a temperate coastal ecosystem. *Marine Ecology Progress series*, 173: 305-308.
- O'Connor M.I., Gonzalez A., Byrnes J.E., Cardinale B.J., Duffy J.E., Gamfeldt L., Griffin J.N., Hooper D., Hungate B.A., Paquette A., Thompson P.L., Dee L.E. y Dolan K L. (2017). A general biodiversity–function relationship is mediated by trophic level. *Oikos*, 126: 18-31.
- Passow U. y Carlson C.A. (2012). The biological pump in a high CO₂ world. *Marine Ecology - Progress Series*, 470:249-271.
- Peck L.S., Barnes D.K., Cook A.J., Fleming A.H. y Clarke, A. (2010). Negative feedback in the cold: ice retreat produces new carbon sinks in Antarctica. *Global Change Biology*, 16:2614-2623.
- Piola AR, Gordon AL. (1989). Intermediate waters in the southwest South Atlantic. *Deep-Sea Research*. 36(1):1-16.
- Pomeroy R.S., Watson L.M., Parks J.E., Cid G.A. (2005). How is your MPA doing? A methodology for evaluating the management effectiveness of marine protected áreas. *Ocean & Coastal Management*, 48:485-502.
- Ricotta C. y Podani J. (2017). On some properties of the Bray-Curtis dissimilarity and their ecological meaning. *Ecological Complexity*, 31: 201-205.
- Ries J.B., Cohen A.L., McCorkle D.C. (2009). Marine calcifiers exhibit mixed responses to CO₂-induced ocean acidification. *Geology*, 37(12): 1131–1134.
- Ruiz-Halpern S., Calleja M. Ll., Dachs J., Del Vento S., Pastor M., Palmer M., Agustí S., y Duarte C. M. (2014). Ocean–atmosphere exchange of organic carbon and CO₂ surrounding the Antarctic Peninsula. *Biogeosciences*, 11:2755–2770.

- Sabine C.L., Feely R.A., Gruber N., Key R.M., Lee K., Bullister J.L., Wanninkhof R., Wong C.S., Wallace D.W.R., Tilbrook B., Millero F.J., Peng T.H., Kozyr A., Ono T., Rios A.F. (2004). The oceanic sink for anthropogenic CO_2 . *Science*, 305, 367-371.
- Salonen K., Sarvala J., Hakala I., Viljanen M-L., (1976). The relation of energy and organic carbon in aquatic invertebrates. *Limnology and Oceanography*, 21(5):724-730.
- Schejter L., Bertolino M., Calcinai B., Cerrano C., Pansini M. (2012). Banco Burdwood: resultados preliminares sobre composición y riqueza específica de esponjas (Phylum Porifera), a partir de muestras colectadas en la campaña del buque rompehielos estadounidense "Nathaniel B. Palmer", abril-mayo 2008. INIDEP research rep 122, 6.
- Schejter L., Rimondino C., Chiesa I., Díaz de Astarloa J.M., Doti B., Elías R., Escolar M., Genzano G., López-Gappa J., Tatián M., Zelaya D.G., Cristobo J., Perez C.D., Cordeiro R.T., Bremec C.S. (2016). Namuncurá Marine Protected Area: an oceanic hot spot of benthic biodiversity at Burdwood Bank, Argentina. *Polar Biology*, 39, 2373–2386.
- Schlitzer R. (2002). Carbon export fluxes in the Southern Ocean: results from inverse modeling and comparison with satellite-based estimates. *Deep-Sea Research II: Topical Studies in Oceanography*, 49:1623–1644.
- Smith A.M. (2007). Age, growth and carbonate production by erectrigid bryozoans in Antarctica. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 256:86-98.
- Solomon S, Qin D, Manning M, et al. 2007. Technical summary. In: Solomon S, Qin D, Manning M, et al. (Eds). *Climate change 2007: the physical science basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge, UK, and New York, NY: Cambridge University Press.
- Takahashi T., Wanninkhof W.H., Feely R.A., Weiss R.F., Chipman D.W., Bates N.R., Olafsson J., Sabine C.L. y Sutherland S.G. (1999). Net sea-air CO_2 flux over the global oceans: An improved estimate based on the sea-air pCO_2 difference. Nojiri, Y. (ed.) In *Proceedings of the 2nd International Symposium on CO_2 in the Oceans*. Center for Global Environmental Research, National Institute for Environmental Studies, Environmental Agency of Japan, 688:9-15.
- Vivier, F., y C. Provost (1999). Direct velocity measurements in the Malvinas Current. *J. Geophys. Res.*, 104(C9):21083–21103.

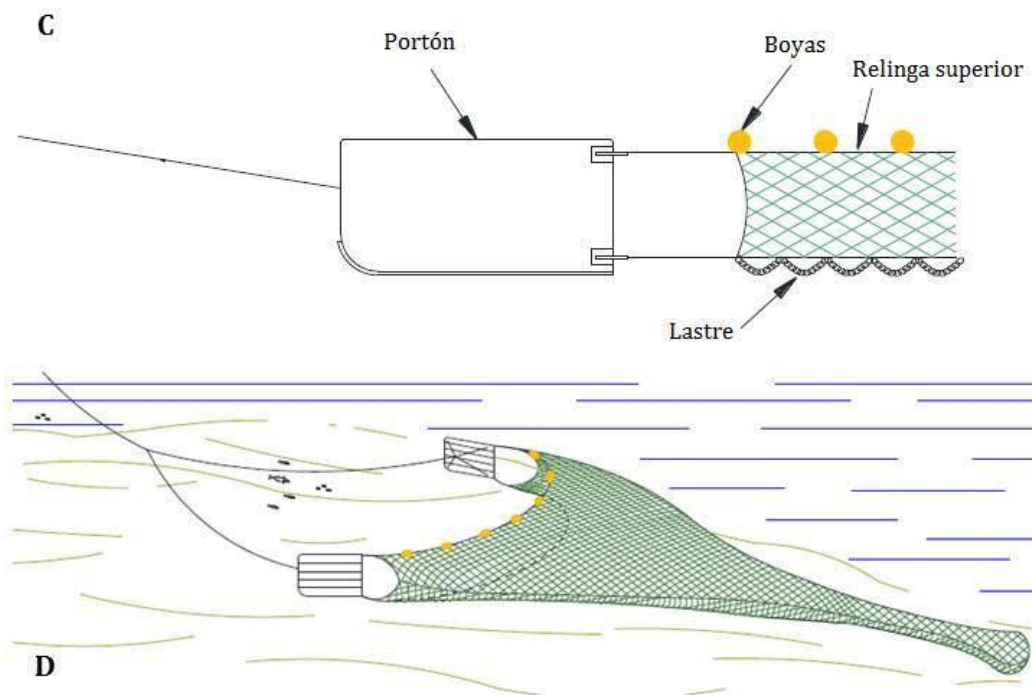
Watson J.E.M., Dudley N., Segan D.B., Hockings M. (2014) .The performance and potential of protected áreas. *Nature*, 515:67–73.

Worm B., Barbier E.B., Beaumont N., Duffy J.E., Folke C., Halpern B.S., Jackson J.B.C., Lotze H.K., Micheli F., Palumbi S.R., Sala E., Selkoe K.A., Stachowicz J.J. y Watson R.. (2006). Impacts of Biodiversity Loss on Ocean Ecosystem Services. *Science*, 314(5800):787-790.

Zondervan I. (2007). The effects of light, macronutrients, trace metals and CO₂ on the production of calcium carbonate and organic carbon in coccolithophores—A review. *Deep-Sea Research II: Topical Studies in Oceanography*, 54:521–537.

ANEXOS

Anexo 1. Detalle de la red piloto utilizada a bordo para la toma de muestras. En A, fotografía de red piloto, en B, portones de madera, en C y D funcionamiento de la red.



Anexo 2. Organismos utilizados en los distintos métodos de CCI.

Phylum	Clase	Orden	Familia/Género
Porifera	Demospongiae	Poecilosclerida	Tedania Mycale
Echinodermata	Ophiuroidea	Euryalida	Gorgonocephalus

Cnidaria	Anthozoa ¹	Alcyonacea	Primnoidae Alcyonium
		Scleractinia	Desmophyllum
	Hydrozoa ¹		
Bryozoa¹			

Anexo 3. Porcentaje de disimilitud entre las zonas bajo estudio (ANOSIM). En rojo, la mayor disimilitud, en verde la menor y en amarillo, valores intermedios.

	Transición	Amortiguación	Núcleo
Canal Beagle	59,35	43,79	44,98
Transición		31,19	38,35
Amortiguación			19,82

Anexo 4. Especies recolectadas durante la campaña BOPD AGO 2018 AMP Namuncurá – Banco Burdwood: Ingenieros Ecosistémicos. A: foto de pila, E22. B: Porifera, Hexactinellidae, E23. C: Cnidaria, *Desmophyllum*, E16. D: Bryozoa. E: Echinodermata, erizo. F: Echinodermata, Asteroidea.

¹ Se utilizó un tercer organismo de la clase Anthozoa del que no se tiene más información que su clase. Lo mismo para los tres organismos de la clase Hydrozoa y tres del phylum Bryozoa.



AGRADECIMIENTOS

Agradezco a todas las personas que me acompañaron durante la carrera. A mis directores, Ricky y Lu, por darme la posibilidad de trabajar con ellos, por el apoyo y el tiempo dedicado, por los consejos y sugerencias. A la cátedra de Ecología Marina y a CADIC, por darme el espacio para llevar a cabo esta tesina. A la Administración del Área Marina Protegida Namuncurá-Banco Burdwood y a CONICET por el apoyo económico y logístico del trabajo oceanográfico y en laboratorio para la realización de esta tesina. Un especial agradecimiento a Gustavo A. Lovrich, Coordinador Científico del Banco Burdwood por su trabajo constante, a la tripulación del BO Puerto Deseado, en particular al

Comandante Capitán de Fragata Gustavo Sánchez, y al equipo científico de la campaña AMP-BB:IE AGO 2018. Esta tesis fue financiada por el Área Marina Protegida Namuncurá-Banco Burdwood (Ley 26.875).