

EVALUACIÓN DEL ROL ECOLÓGICO DE ALGAS ROJAS GELIDIALES EN EL ESTUARIO DE BAHÍA BLANCA



ALUMNA: Karen Lighuen Aguisson

DIRECTORA: Dra. María Emilia Croce

CO-DIRECTORA: Dra. María Cecilia Carcedo

Bahía Blanca

2025

Fecha de defensa oral: 8 de agosto

DEPARTAMENTO DE BIOLOGÍA, BIOQUÍMICA Y FARMACIA

**EVALUACIÓN DEL ROL ECOLÓGICO DE
ALGAS ROJAS GELIDIALES EN EL ESTUARIO
DE BAHÍA BLANCA**

**TESIS PARA OPTAR AL GRADO DE LICENCIADO EN CIENCIAS
BIOLÓGICAS**



Karen Aguaison

Firma del Alumno/a



Dra. María Cecila Carcedo

Firma del Codirector/a



Dra. María Emilia Croce

Firma del Director/a

Título abreviado: Rol ecológico de *Gelidium* en el Estuario de Bahía Blanca

DEPARTAMENTO DE BIOLOGÍA, BIOQUÍMICA Y FARMACIA

**EVALUATION OF THE ECOLOGICAL ROLE OF
GELIDIALEN RED ALGAE IN THE BAHÍA
BLANCA ESTUARY**

BACHELOR'S THESIS IN BIOLOGICAL SCIENCES

Short title: Ecological role of *Gelidium* in the Bahía Blanca Estuary

AGRADECIMIENTOS

Al Instituto de Investigaciones Bioquímicas de Bahía Blanca (INIBIBB) y al Instituto Argentino de Oceanografía (IADO), por brindarme el lugar y los instrumentos necesarios para llevar a cabo a esta tesis.

A la Universidad Nacional del Sur (UNS), por brindarme la posibilidad de estudiar gratuitamente esta carrera que me apasiona y que me brindo numerosas amistades que mantengo hasta el día de hoy.

A mi directora, la Dra. María Emilia Croce, y a mi codirectora, la Dra. María Cecilia Carcedo, quienes me guiaron durante este trayecto de mi carrera y siempre me apoyaron cuando lo necesite. Además de ampliar mis conocimientos, me permitieron compartir numerosas mañanas acompañadas de mates y risas, e hicieron que el año de duración de esta tesis fuera muy satisfactorio y llevadero. Siempre estaré agradecida por todo lo aprendido.

A mi familia, quienes siempre me inculcaron el valor del estudio y estuvieron presentes durante toda mi carrera. En particular, quiero agradecer a una persona muy especial, quien es mi ejemplo a seguir y a quien considero una segunda madre: mi tía Marta. Siempre me alentaste a seguir adelante y me apoyaste en todas mis travesías llevadas a cabo durante estos años. De vos aprendí lo que realmente es trabajar de lo que se ama, con mucha pasión y predisposición para con tu carrera. Espero algún día llegar a ser tan magnífica como vos.

A mis amigos, quienes siempre fueron esa luz al final del túnel y a quienes, muchas veces, les cancele planes por tener que estudiar, y siempre me entendieron. Gracias por alegrar mis días y por escucharme tantas veces cuando me encontraba atareada.

A los amigos que hice durante mi carrera: Lucas, Valen, Fiore, Enzo y Licha. Sin su amistad y apoyo no habría llegado a ser ni la mitad de lo que soy hoy. En especial, a mi amiga Valentina, con quien compartí numerosas risas y chismes estos años, y a quien considero lo más valioso que me dejó la Universidad.

A mi gata, quien es mi compañera de vida y estuvo siempre al lado mío durante todo este tiempo en que estuve redactando el manuscrito. Siempre me da amor y está presente en los momentos importantes, tanto buenos como malos.

A mi papá, que desafortunadamente ya no se encuentra conmigo y a quién le debo todo lo que soy. Espero que, donde sea que estés, veas que lo logré y te sientas orgulloso por todo el camino que recorrí. Me enseñaste que todo se hace con pasión y me inculcaste el amor por la naturaleza. Me motivaste siempre a seguir mis sueños y a luchar por lo que quiero, siempre apoyándome en cada paso que di en mi vida. Te recuerdo en todo momento y vivirás siempre en mi corazón. A vos te dedico una

frase de una canción que siempre me hace recordarte: “No todo lo que brilla es oro en la ciudad, pero vos siempre brillarás”.

A mi mamá, a quien le dije que lo mejor siempre queda para lo último, y ella es la mejor madre que me pudo tocar. Probablemente no habría llegado a esta instancia sin el inmenso apoyo que me das día a día. Tus palabras y tu amor son los pilares de mi vida. Gracias por siempre comprender y no exigirme ciertas cosas durante momentos en los que tengo que dedicarme a pleno a mi carrera. Por cocinarme mis comidas favoritas y por darme aliento para seguir adelante. No sé si me alcanzará la vida para agradecerte todo lo que haces por mí, pero creo que este es un buen comienzo. Espero que te sientas orgullosa de verme donde estoy, y que me sigas acompañando durante muchos años más junto a mi querido hermano. Solo quiero que sepas que “yo juego para vos mamá”.

Con amor, Karen.

RESUMEN

El Estuario de Bahía Blanca (EBB) es un sistema productivo donde habitan macroalgas bentónicas, en su mayoría anuales. En el intermareal dominan dos especies perennes *Gelidium crinale* y *Gelidium carolinianum*, con talos de bajo porte altamente ramificados, que ofrecen microhábitats de valor ecológico. En ellos se acumula sedimento y residen pequeños organismos bentónicos. El objetivo de esta tesis fue determinar el rol ecológico de las matrices algales formadas por especies de *Gelidium* en la zona intermareal del Estuario de Bahía Blanca. Se colectaron tres muestras de cada alga por estación. Se separaron los organismos y el sedimento adherido, determinándose el peso seco del alga (PSA) y del sedimento (PSS). Sobre este último se analizó la granulometría y la concentración de clorofila *a* (Chl *a*). Se cuantificó la abundancia de invertebrados, los Phyla (Arthropoda, Foraminifera, Annelida, Nematoda, Mollusca) y taxa representativos mostraron correlaciones positivas con el PSS. A su vez, el PSS se correlacionó positivamente con el PSA y fue mayor en invierno, sin diferencias entre especies. Ambas retuvieron principalmente limo y presentaron menor concentración de Chl *a* en verano. Estos resultados muestran que las macroalgas influyen en la dinámica sedimentaria del EBB y cumplen un rol como proveedoras de microhábitats.

Palabras claves: *Gelidium*, Zona intermareal, Invertebrados bentónicos

ABSTRACT

The Bahía Blanca Estuary (EBB) is a productive system inhabited by benthic macroalgae, mostly annual. In the intertidal zone, two perennial species dominate: *Gelidium crinale* and *Gelidium carolinianum*, with small, highly branched thalli that offer ecologically valuable microhabitats. Sediment accumulates in them, and small benthic organisms reside there. The objective of this thesis was to determinate the ecological role of the algal matrices formed by *Gelidium* species in the intertidal zone of the Bahía Blanca Estuary. Three samples of each alga were collected per season. The organisms and the attached sediment were separated, and the dry weight of the algae (PSA) and sediment (PSS) was determined. Granulometry and chlorophyll *a* (Chl *a*) concentration were analyzed in the sediment. The abundance of invertebrates was quantified; the phyla (Arthropoda, Foraminifera, Annelida, Nematoda, Mollusca) and representative taxa showed positive correlations with PSS. In turn, PSS correlated positively with PSA and was higher in winter, with no significant differences between species. Both species mainly retained silt and showed lower Chl *a* concentrations in summer. These results indicate that macroalgae influence sediment dynamics in the EBB and play a role as providers of microhabitats.

Keywords: *Gelidium*, Intertidal zone, Benthic invertebrates

ÍNDICE DE CONTENIDOS

INTRODUCCIÓN.....	1
MATERIALES Y MÉTODOS.....	4
Área de estudio	4
Obtención de las muestras.....	5
Procesamiento de las muestras.....	6
<i>Separación del sedimento y los invertebrados bentónicos de la matriz algal</i>	6
<i>Procesamiento y análisis del sedimento retenido</i>	7
<i>Extracción de pigmentos fotosintéticos de las muestras de sedimento</i>	7
<i>Análisis de la comunidad de invertebrados bentónicos</i>	8
Análisis de datos	8
RESULTADOS.....	10
Caracterización del sedimento retenido en las matrices de <i>Gelidium</i>	10
Riqueza y diversidad de la comunidad de invertebrados bentónicos	12
Abundancia total de invertebrados bentónicos	17
Abundancia por Phyla	18
Abundancia por taxa.....	20
Composición comunitaria.....	24
Correlaciones entre las variables analizadas	25
DISCUSIÓN.....	28
CONCLUSIONES.....	32
BIBLIOGRAFÍA.....	33

INTRODUCCIÓN

Las macroalgas marinas cumplen un rol fundamental como fijadoras de carbono en el ecosistema marino, al mismo tiempo que proveen servicios ecológicos. Además, son consideradas como uno de los principales productores primarios de los ambientes costeros (Whittaker, 1975; Barnes & Mann, 1980). Los servicios más destacados que proveen estos organismos son: la reducción de las fuerzas de arrastre generadas por las corrientes y el oleaje, la alteración del transporte de sedimento, y la provisión de alimento, hábitat y/o áreas de cría para numerosas especies marinas (Carpenter & Williams, 1993; Airoldi & Virgilio, 1998; Birrel et al., 2005).

En los últimos años, las macroalgas marinas han ganado un gran reconocimiento como recursos marinos, por ser fuente de bioproductos de alto valor agregado. Un género muy valorado a nivel mundial es *Gelidium* J.V.Lamouroux (Phylum Rhodophyta, Orden Gelidiales), porque produce agentes gelificantes de calidad bacteriológica, como el agar y la agarosa (Mouradi Givernaud et al., 1999). En condiciones de cultivo *in vitro*, se ha estudiado el crecimiento vegetativo a partir de explantes apicales y la micropropagación mediante la proliferación de ramas. Estos estudios han evidenciado una rápida regeneración celular, una alta eficiencia en el aprovechamiento de los recursos y elevadas probabilidades de adhesión al sustrato, facilitando así la reproducción vegetativa (Croce, 2013). Sin embargo, el aprovechamiento de estas algas no se ha intentado hasta el momento en Argentina. Resulta primordial comprender las interacciones que estas especies establecen con los demás elementos del ecosistema antes de promover su utilización de manera sustentable para garantizar la conservación del ecosistema.

En las costas de Buenos Aires existen poblaciones perennes de *Gelidium* que forman ensambles de gran densidad gracias a su crecimiento cespitoso (Croce et al., 2015; Croce et al., 2021). Sus talos están formados por ejes postrados (estolones) y ejes erguidos ramificados que crecen enredados entre sí formando una matriz tupida a modo de céspedes (Hay, 1981). Desde un punto de vista ecológico, a este tipo de algas se las conoce como “algas formadoras de turfs” y se consideran ingenieras de ecosistemas. Debido a su configuración morfológica, pueden alterar las tasas de sedimentación y el flujo del agua, reducir las fuerzas de abrasión del mar, y modificar la disponibilidad de sustrato, así como la calidad y cantidad de alimento. Las algas formadoras de turf son comunes en la zona intermareal de las costas templadas y cálidas, y son un grupo muy estudiado a nivel mundial debido a su importante rol ecológico. Como consecuencia de su estructura, las matrices algales de *Gelidium* en el Estuario de Bahía Blanca pueden retener todo tipo de material particulado que se encuentre en suspensión en el agua, convirtiéndolas en un elemento esencial de la cadena de transferencia de materia y energía de la zona intermareal (Smith et al., 2001; Belliveau & Paul, 2002).

Sus talos también proporcionan una superficie adecuada para el asentamiento de organismos bentónicos sedentarios y crean un microhábitat donde pequeños vertebrados e invertebrados pueden refugiarse,

alimentarse y/o reproducirse (Fujita et al., 1990, Prathep et al., 2003), contribuyendo también al reciclado de materia orgánica del estuario. Además, pueden ser colonizados por el microfitobentos, compuesto principalmente por cianobacterias filamentosas y diatomeas (Hubas et al., 2018), que constituye una de las principales fuentes de alimento para los invertebrados bentónicos (Montagna et al., 1983; Plante et al., 1986; MacIntyre et al., 1996).

Algunos estudios exploratorios recientes, realizados en el Estuario de Bahía Blanca, han demostrado que las poblaciones de *Gelidium* constituyen la vegetación bentónica predominante dentro de las piletas de marea del estuario (Croce et al., 2021; Croce et al., 2023), las cuales se definen como cuerpos de agua pequeños y poco profundos que permanecen aislados y expuestos durante los períodos de regresión marina. Su formación depende de diversos factores, en donde se incluye el tipo de sustrato, el régimen de marea, la intensidad del oleaje y la perforación del sustrato por parte de la fauna bentónica (Griggs, 2007). Son consideradas amortiguadores naturales de los cambios de temperatura del intermareal (Barnes & Mann, 1980).

En el estuario de Bahía Blanca, se ha reconocido la presencia de dos macroalgas del género *Gelidium* en las piletas de marea: *G. crinale* (Hare ex Turner) Gaillon y *G. carolinianum* Perrone, Freshwater, Bottalico, G.H.Boo & S.M.Boo. La descripción morfológica que se realiza a continuación, está basada en el trabajo de Croce & Freshwater (2024). *G. crinale* se caracteriza por presentar talos fibrosos de color rojo oscuro o negruzco, cuyos estolones dan origen a ejes erectos que forman céspedes de hasta 5,2 cm de altura. Los ejes erectos pueden alcanzar hasta 0,6 mm de ancho, son escasamente ramificados, con una ramificación opuesta o subopuesta, que puede alcanzar hasta tres órdenes. Los estolones son de color rosado y poseen estructuras de fijación (hapterios). Los soros tetrasporangiales aparecen dispersos, los talos gametofíticos son monoicos y los cistocarpos se desarrollan sobre ramas lanceoladas. Es considerada una especie cosmopolita con gran plasticidad fenotípica, que ha sido registrada sobre conchas de la ostra exótica *Magallana gigas* (Thunberg, 1793) y el mejillín nativo *Brachidontes rodriguezii* (A. d'Orbigny, 1842).

Por su parte, *G. carolinianum* presenta talos membranosos de color carmesí, cuyos estolones dan origen a ejes erectos que forman céspedes de hasta 2 cm de longitud. Los estolones son más pálidos que los ejes erectos y presentan numerosos hapterios. Sus ejes erectos pueden alcanzar hasta 1 mm de ancho antes de aplanarse y muestran una ramificación opuesta o subopuesta, a veces bipinnada. Se encuentran altamente ramificados y poseen estriaciones notorias en la superficie. Los soros tetrasporangiales se distribuyen de forma irregular, los gametofitos son monoicos y los cistocarpos se encuentran en ambas superficies de las ramas o ejes. Se distribuye sobre el Océano Atlántico y el Mar Mediterráneo, y suele encontrarse adherida a conchas del gasterópodo nativo *Bostrycapulus aculeatus* (Gmelin, 1791).

La biomasa de estas especies varía según la época del año, lo que sugiere que pueden tener una influencia constante sobre la dinámica del sedimento y sobre las comunidades de organismos bentónicos que dependen de ellas (Pell et al., 2023). A menudo, la composición de la comunidad de la fauna se relaciona

directamente con la forma, tipo de crecimiento, textura y contenido de limo atrapado por la estructura de las macroalgas (Warwick, 1977). Diversos estudios sugieren que características como la densidad y el tipo de fronda de las macroalgas influyen sobre la fauna asociada. Por ejemplo, céspedes densos y de bajo crecimiento pueden retener invertebrados de forma desproporcionada en comparación con macroalgas de estructura más abierta y erecta (Frame et al., 2007). Otros afirman que algas con frondas menos complejas retienen menos sedimentos y ofrecen baja protección contra los depredadores (Hull, 1997). En el caso de *Padina gymnospora* (Kützinger) Sonder (Phylum Ochrophyta, Clase Phaeophyceae) se ha demostrado que la superficie de sus frondas facilita la acumulación de sedimento, proporcionando alimento a la meiofauna y evitando así el pastoreo sobre sus tejidos (Gee & Warwick, 1994; Chemello & Milazzo, 2002; De troch et al., 2003). También existe evidencia de que los organismos epibiontes se asocian con mayor frecuencia a algas de frondas foliosas en lugar de algas filamentosas (Bates, 2009; Liuzzi, 2010). Además, se ha observado que en áreas costeras expuestas al oleaje predominan los organismos filtradores y depredadores debido a un mayor enriquecimiento de las aguas, mientras que en zonas más protegidas predominan los herbívoros, favorecidos por un mayor asentamiento de macroalgas (Fernández & Mayré Jiménez, 2006).

A pesar de que estas especies de algas nativas constituyen un elemento importante del estuario, se desconoce el papel ecológico que cumplen en este ecosistema, es por ello que se plantean los siguientes objetivos:

Objetivo general: Determinar el rol ecológico de las matrices algales formadas por especies de *Gelidium* en la zona intermareal del Estuario de Bahía Blanca.

Objetivos específicos:

1. Cuantificar el sedimento marino retenido por parte de las matrices de *Gelidium* y evaluar sus características (composición y contenido de fitopigmentos) en función de los cambios estacionales.
2. Determinar la composición, abundancia y diversidad de invertebrados bentónicos asociados a las matrices de *Gelidium* y su variación estacional.
3. Analizar la relación entre las características morfológicas de las especies de *Gelidium* y las variables bióticas (composición, abundancia y diversidad) y abióticas estudiadas (composición granulométrica, peso seco del sedimento, peso seco del alga, concentración de clorofila *a* y feopigmentos).

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

La localidad de Villa del Mar se encuentra dentro del partido de Coronel Rosales, al sudoeste de la provincia de Buenos Aires ($38^{\circ}51'25''$ S y $62^{\circ}06'59''$ O). Se ubica en la zona norte del Canal Principal del Estuario de Bahía Blanca (Geraldí & Melo, 2024) y su costa tiene aproximadamente 800 m de extensión, dominada en gran porcentaje por extensas planicies de marea (Fig. 1). Esta área se caracteriza por tener un clima templado seco, con una temperatura media anual del aire de $15,6^{\circ}\text{C}$, alta velocidad de evaporación y baja precipitación media anual (460,5 mm). Los sedimentos se encuentran compuestos por arena fina a media y limo, exhibiendo una distribución bimodal del tamaño de partícula (Piccolo & Diez, 2004; Cuadrado & Pizani, 2007). La máxima velocidad del viento se registra durante el verano, mientras que la mínima, se registra durante el otoño e invierno, alcanzando valores mensuales promedio entre $15,9$ y 32 km h^{-1} (Piccolo & Diez, 2004).

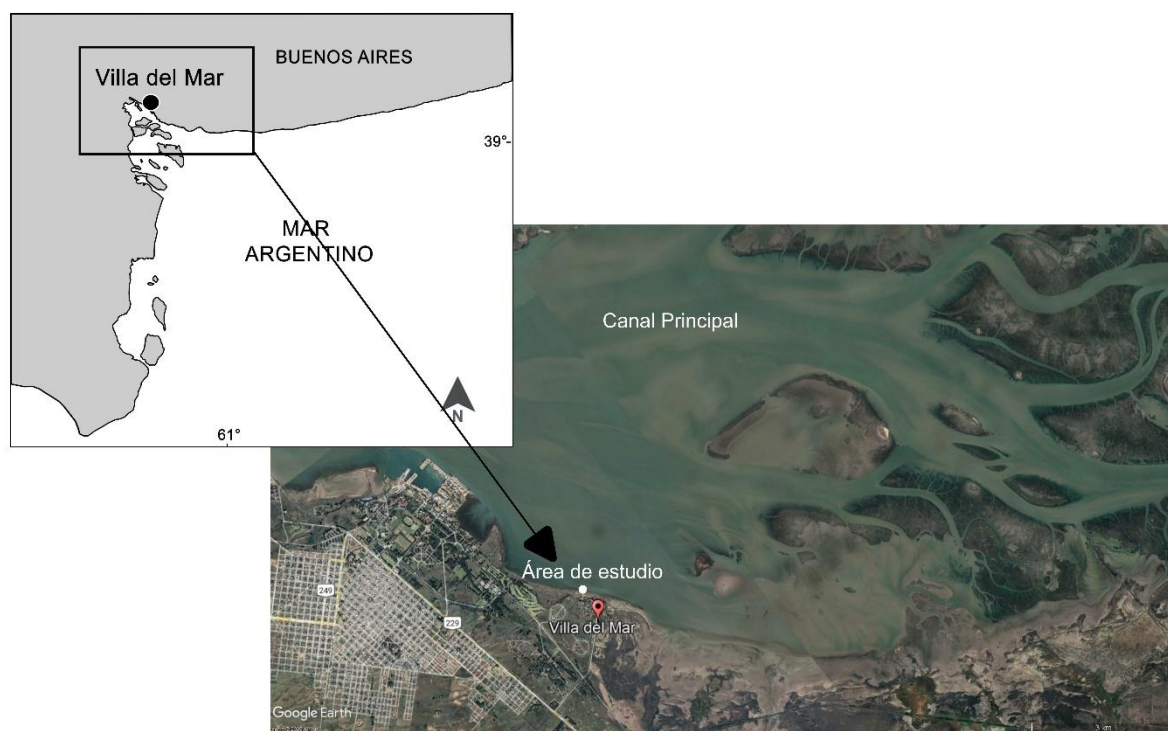


Figura 1. Ubicación geográfica de la localidad de Villa del Mar. La imagen satelital muestra la zona media del Estuario de Bahía Blanca. El punto blanco indica el área de estudio donde se recolectaron las muestras.

El ambiente costero se encuentra bajo un régimen de mareas semidiurnas, con dos mareas altas y dos bajas, y es mesomareal, con una amplitud que varía entre los 2 y 4 m. En contraposición a las planicies de marea, encontramos marismas con abundantes formaciones vegetales, sostenidas por un sustrato generalmente fangoso-barroso (Botté, 2005). La marisma alta se encuentra dominada por *Sarcocornia ambigua* (Michx.) M.A. Alonso & M.B. Crespo, mientras que la marisma baja, se encuentra

dominada por dos especies, *Spartina alterniflora* Loisel. y *Spartina densiflora* Brongn. (Angeles, 2011; Aliaga, 2012; Matamala, 2013).

Los sustratos duros naturales, conformados por partículas sedimentarias finas consolidadas y conchas de moluscos, ocupan áreas relativamente pequeñas en el Estuario de Bahía Blanca. Uno de los afloramientos más importantes se encuentra en la zona intermareal superior de Villa del Mar (Carcedo et al., 2021). Son colonizados por macroalgas ya que es un sustrato relativamente estable en donde se pueden adherir y evitar ser arrastradas por las olas o corrientes, y también pueden desarrollarse diatomeas y cianobacterias filamentosas sobre ellos (Croce et al., 2021).

Obtención de las muestras

Las muestras utilizadas en este trabajo consistieron en un total de 24 matrices de algas de dos especies de *Gelidium*, *G. crinale* y *G. carolinianum* que fueron recolectadas en las piletas de marea del intermareal ubicado en la localidad de Villa del Mar, Buenos Aires (Fig. 2). Estas muestras fueron obtenidas en el marco del proyecto PICT-2019-04106 (FONCYT), dirigido por la Dra. M. Emilia Croce, que se desarrolló entre noviembre de 2021 y octubre de 2022.

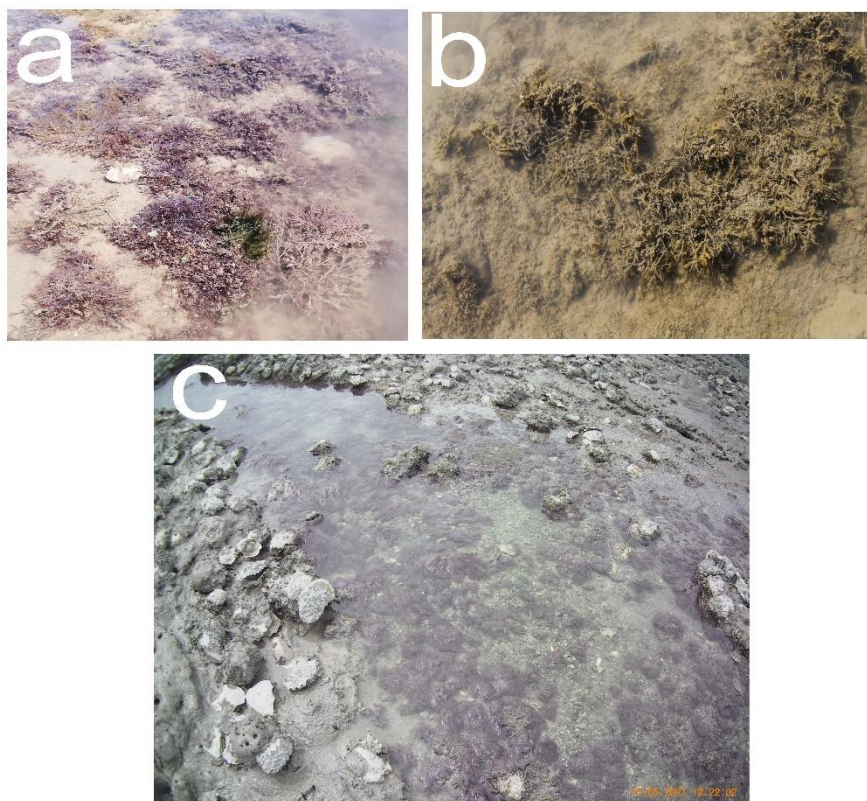


Figura 2. Piletas de marea del intermareal en Villa del Mar. a: mata correspondiente a *Gelidium carolinianum*; b: mata correspondiente a *Gelidium crinale*; c: piletas de marea sin cobertura algal.

Las algas se recolectaron en cuatro meses representativos de cada estación del año: noviembre de 2021 (primavera), febrero de 2022 (verano), mayo de 2022 (otoño) y agosto de 2022 (invierno). Cada matriz algal se recolectó manualmente, evitando perturbar su contenido y se colocó en un frasco hermético. Todo el material algal colectado se transportó al laboratorio en conservadoras con hielo. Se recolectaron un total de tres matrices algales de cada especie por mes (n=3).

Procesamiento de las muestras

Separación del sedimento y los invertebrados bentónicos de la matriz algal

En el laboratorio cada matriz algal se separó del sustrato y se sonicó con agua de mar filtrada (20 μm) para facilitar el desprendimiento del sedimento y de los invertebrados de la matriz algal. Luego todo el material desprendido se recuperó mediante lavados del alga con agua de mar filtrada (20 μm). Los invertebrados fueron retenidos en un tamiz de 200 μm de apertura de poro y se preservaron en etanol 70%, mientras que la fracción menor a 200 μm correspondiente al sedimento, fue recolectada en frascos plásticos y preservada a -20 °C. Las algas libres de sedimento y demás organismos se secaron al aire durante 48 hs y se pesaron en balanza analítica, obteniéndose así valores de peso seco de alga (PSA). De esta manera, a partir de cada matriz algal se obtuvieron tres tipos de muestras, una fracción menor a 200 μm formada mayormente por sedimento, una fracción mayor a 200 μm formada mayormente por invertebrados bentónicos y la biomasa seca de la matriz algal.

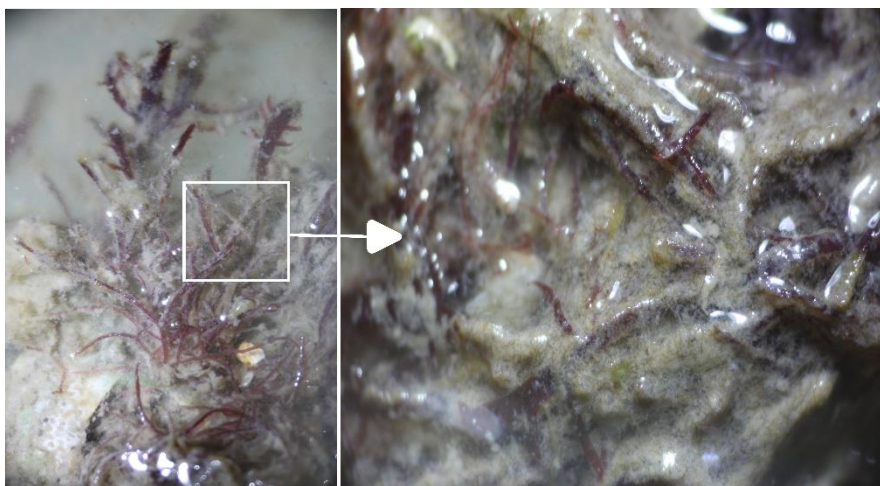


Figura 3. Sedimento retenido por la matriz algal.

Procesamiento y análisis del sedimento retenido

El sedimento colectado en la fracción menor a 200 µm se liofilizó y se pesó en balanza analítica. Se obtuvieron valores de peso seco (PSS). Para los análisis realizados con la variable PSS, éste se expresó como peso relativo al peso de la matriz algal correspondiente (PSSr). Estas muestras fueron luego analizadas para determinar su composición granulométrica mediante un analizador de tamaño de partículas por difracción láser Mastersizer 2000 (Malvern Panalytical©). Se determinaron los porcentajes de arena, limo y arcilla de cada una de las muestras utilizando el programa GRADISTAT V8 (Blott & Pye, 2001). El tamaño medio de grano, la selección, la asimetría y la kurtosis o curtosis se calcularon según Folk & Ward (1957) y los resultados se expresaron en mm. La selección indica el grado de uniformidad en el tamaño de las partículas, indicando la forma en que se distribuyen los granos alrededor del valor central. La asimetría refleja el predominio de granos finos o gruesos respecto al valor medio, dependiendo si son valores positivos o negativos, respectivamente. La curtosis compara la concentración de los tamaños de las partículas en el centro de la distribución respecto a sus extremos, los valores altos (leptocúrticos) indican poblaciones bien definidas, mientras que valores bajos (platicúrticos) indican mezcla de poblaciones sedimentarias.

Extracción de pigmentos fotosintéticos de las muestras de sedimento

Para estimar la biomasa de microfitobentos presente en la fracción menor a 200 µm se realizaron extracciones de clorofila *a* y feopigmentos a partir de las muestras liofilizadas y siguiendo la metodología propuesta por Danovaro (2009). De cada muestra se separó una submuestra de aproximadamente 50 mg y se colocó en un tubo rotulado. A cada tubo se agregaron 4 ml de acetona 90%, la muestra se agitó en vortex y se incubó en heladera por 24 hs. La muestra incubada se centrifugó durante 10 minutos, el sobrenadante se trasvasó a un nuevo tubo y luego se midió la absorbancia en un espectrofotómetro JASCO UV-VIS630 a longitud de onda de 665 nm y 750 nm. Una vez obtenida la primera medición, se agregaron 150 µl de HCl 0,1 N, se dejó reposar la muestra 1-2 minutos y se volvió a medir la absorbancia a 665 nm y 750 nm. A partir de los valores de absorbancia se calcularon los valores de concentración de clorofila *a* (Chl_a) y feopigmentos (Feo) usando las siguientes ecuaciones (Lorenzen, 1967):

$$\text{Chl}_a (\mu\text{g/g muestra}) = \frac{A * K * [(665 - 750) - (665a - 750a)] * v}{W * l}$$

$$\text{Feopigmentos } (\mu\text{g/g sed seco}) = \frac{A * K * [R * (665a - 750a) - (665 - 750)] * v}{W * l}$$

donde,

A = coeficiente de absorbancia de la clorofila *a* (11)

K = factor de corrección por la acidificación (2,43)

665 y 750 = absorbancia antes de acidificar

665a y 750a = absorbancia después de acidificar

v = volumen de extracción (ml)

W = peso de la muestra (g)

l = distancia de la celda recorrida (cm)

R = relación máxima 665: 665a en ausencia de feopigmentos (1,7)

Se calculó la relación entre la concentración de clorofila *a* y la concentración de los feopigmentos (Chl_a:Feo) y la relación inversa (Feo:Chl_a).

Análisis de la comunidad de invertebrados bentónicos

Las muestras fueron analizadas cualitativamente y cuantitativamente utilizando un microscopio estereoscópico ZEISS Stemi 305. Los individuos fueron identificados procurando alcanzar el menor nivel taxonómico posible. La abundancia total se expresó como número de individuos por gramo de muestra, la cual representa la sumatoria del PSA + PSS (individuos · g muestra). Al momento de analizar los datos se consideraron las abundancias de cada uno de los Phyla registrados (Arthropoda, Annelida, Mollusca, Nematoda y Foraminifera) y de los taxa con frecuencias relativas superiores al 1%. Se cuantificó la riqueza de especies de la comunidad como número de especies (S) y la diversidad mediante el cálculo de los índices de Shannon y Simpson (Shannon & Weaver, 1949; Lande, 1996).

Análisis de datos

Todos los análisis se realizaron con R versión 4.3.0 (R Core Team, 2023). Cada una de las variables estudiadas fue analizada utilizando modelos lineales para evaluar la influencia de la temporada (primavera/verano/otoño/invierno) y la especie algal (*G. crinale*/*G. carolinianum*), o la interacción entre estos factores, sobre las variables analizadas. Para aquellas variables que no cumplieron con los supuestos de normalidad y homocedasticidad, se utilizaron modelos lineales generalizados (GLM). En estos casos, se consideró una distribución binomial negativa utilizando la función `glmer.nb`, dentro del paquete 'lme4' (Bates et al., 2015). Los efectos de los tratamientos se analizaron utilizando la prueba de

razón de verosimilitud (*LRT*) y pruebas de Tukey para comparaciones por pares. En caso de resultar significativa la interacción entre los factores analizados, se procedió a analizar la variable para cada estación del año y especie algal por separado.

Para evaluar los cambios en la composición de la comunidad bentónica entre las especies algales y la estación del año se realizó un escalamiento multidimensional no métrico (nMDS) mediante la función *metamds* del paquete 'vegan' (Oksanen et al., 2020), utilizando el índice de disimilitud de Bray-Curtis (Clarke & Warwick, 1994). Las diferencias entre los grupos se probaron mediante un análisis de varianza permutacional (PERMANOVA) utilizando la función *adonis* (índice de disimilitud de Bray-Curtis con 999 permutaciones) en el paquete 'vegan' (Oksanen et al., 2020). Se utilizó el paquete 'pairwiseAdonis' (Martínez Arbizu, 2020) para comparar las diferencias entre tratamientos. Se emplearon pruebas de porcentaje de similitud (SIMPER) para identificar las especies que contribuyen a las diferencias observadas.

Se utilizó el coeficiente de correlación de Spearman para analizar las correlaciones entre las variables abióticas mencionadas y entre las abundancias de los Phyla y taxa más relevantes. La muestra n°3 correspondiente al mes de noviembre de la especie *G. carolinianum* fue considerada un outlier debido a un peso inusualmente alto del sedimento en comparación con el resto de las muestras. Fue eliminada de los análisis estadísticos de las variables abióticas, del análisis de la composición comunitaria y de las correlaciones.

Las variables analizadas se representaron mediante box plots, donde la caja representa el rango intercuartil (IQR) de las estimaciones, la línea central representa la mediana y las líneas verticales se extienden hasta el valor máximo o mínimo no mayor de $1,5 * IQR$.

RESULTADOS

Caracterización del sedimento retenido en las matrices de *Gelidium*

El peso seco del sedimento relativo al peso seco del alga (PSSr) varió significativamente entre los meses analizados (Dev = 13,53, gl = 3, $p = 0,003$), mientras que no se detectaron diferencias en la cantidad de sedimento retenido entre especies algales (Dev = 0,58, gl = 1, $p = 0,44$). En ambas algas, el PSSr fue mayor en el mes de agosto en comparación con los meses de noviembre y febrero (Post-hoc Tukey's test, $p < 0,05$). No se detectaron diferencias significativas en el PSSr entre los demás pares de meses ($p > 0,05$) (Fig. 4).

El sedimento contenido en las matrices de *Gelidium* estuvo compuesto principalmente por limo y no se detectaron diferencias significativas en el porcentaje de las distintas fracciones (arena, limo y arcilla) entre las matrices de las especies de *Gelidium*, ni entre los meses analizados. El análisis cualitativo de la granulometría se muestra en la Tabla 1.

Tabla 1. Resultados del análisis granulométrico de las muestras de sedimento retenido en las matrices de *Gelidium* a lo largo de los meses analizados.

Mes	Especie	Nombre	Selección	Asimetría	Curtosis
Noviembre	<i>Gelidium crinale</i>	limo medio/grueso	pobrementemente seleccionado	asimétrica positiva	mesocúrtico/leptocúrtico
	<i>Gelidium carolinianum</i>	limo medio	pobrementemente seleccionado	simétrica/asimétrica positiva	mesocúrtico/leptocúrtico
Febrero	<i>Gelidium crinale</i>	limo medio	pobrementemente seleccionado	simétrica	mesocúrtico/leptocúrtico
	<i>Gelidium carolinianum</i>	limo fino/medio	pobrementemente seleccionado	simétrica	mesocúrtico
Mayo	<i>Gelidium crinale</i>	limo grueso	pobrementemente seleccionado	simétrica/asimétrica positiva	leptocúrtico/mesocúrtico
	<i>Gelidium carolinianum</i>	limo medio/fino o/grueso	pobrementemente seleccionado	simétrica/asimétrica positiva	leptocúrtico

Agosto	<i>Gelidium crinale</i>	limo medio/ muy grueso	pobrementemente seleccionado	asimétrica positiva	mesocúrtico/platicúrtico
	<i>Gelidium carolinianum</i>	limo medio	pobrementemente seleccionado	simétrica/ asimétrica positiva	leptocúrtico/mesocúrtico

La concentración de Chl_a en el sedimento retenido en las matrices de *Gelidium* varía significativamente entre meses (Dev = 13,41, gl = 3, $p = 0,004$), mientras que no se detectaron diferencias en la concentración entre especies algales (Dev = 0,29, gl = 1, $p = 0,59$). En ambas especies, la concentración de Chl_a fue significativamente menor en el mes de febrero en comparación con el resto de los meses (Post-hoc Tukey's test, $p < 0,05$) (Fig. 5).

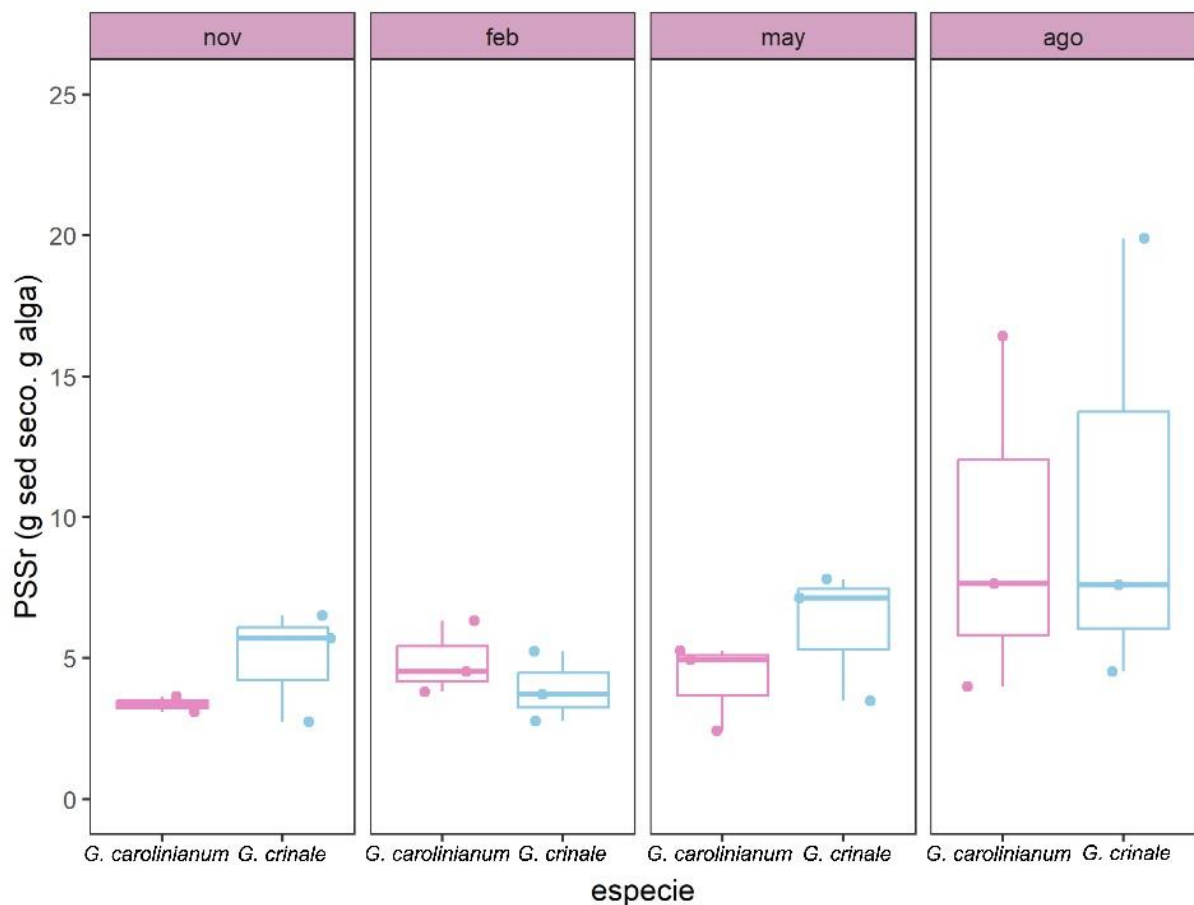


Figura 4. Variación del sedimento retenido en las matrices de *Gelidium* a lo largo de los meses. PSSr: peso seco del sedimento relativo al peso seco del alga.

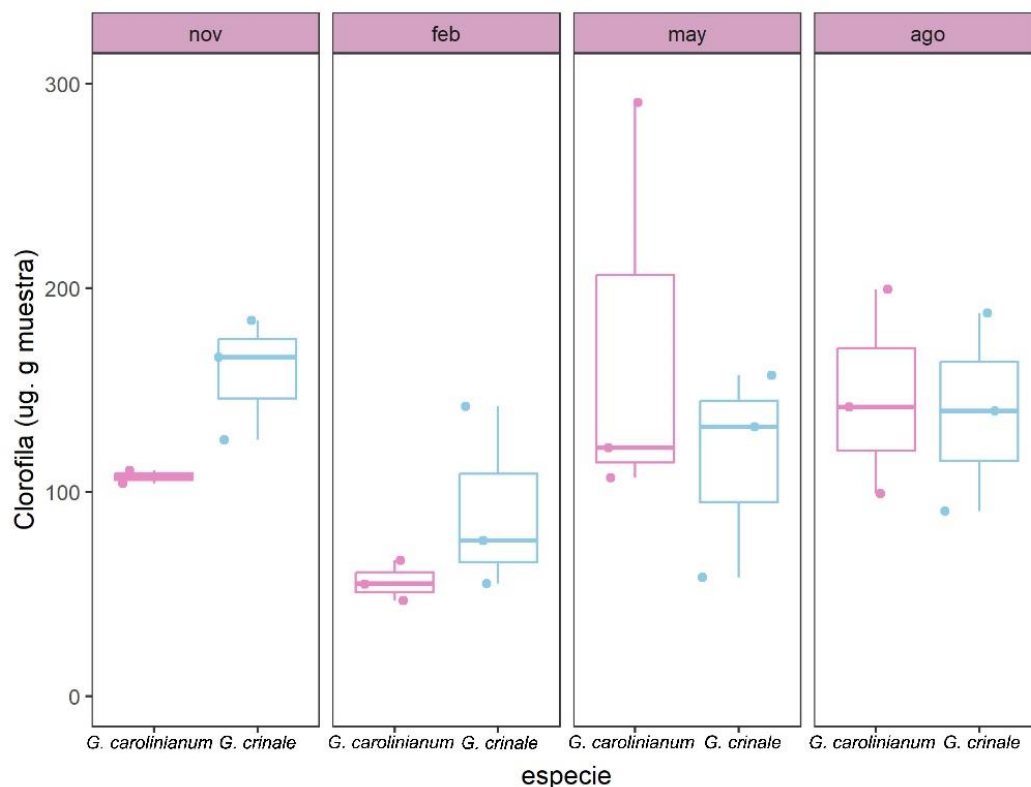


Figura 5. Variación de la concentración de clorofila *a* en las matrices de *Gelidium* a lo largo de los meses.

Riqueza y diversidad de la comunidad de invertebrados bentónicos

Se identificaron un total de diecinueve (19) taxa (Tabla 2), cuyas fotografías se exponen en la Lámina 1. La riqueza específica (S) varió entre seis (6) y trece (13) especies por muestra. El valor mínimo se registró en una muestra de *G. crinale* recolectada durante el mes de agosto, mientras que el máximo se observó en una muestra de *G. carolinianum* recolectada durante el mes de noviembre (Fig. 6). El índice de diversidad de Shannon-Wiener varió entre 0,84 y 1,68, registrando el valor más bajo en *G. crinale* durante el mes de noviembre (Fig. 7). Sobre la misma muestra se identificó el menor valor del índice de diversidad de Simpson (0,37). Por el contrario, la mayor diversidad de Shannon-Wiener se registró en una muestra de *G. carolinianum* (1,68), recolectada durante el mes de febrero. La misma muestra presentó el mayor valor del índice de Simpson (0,78) (Fig. 8).

Tabla 2. Listado de los taxa asociados a las matrices de *Gelidium* y sus abundancias respectivas (individuos. g muestra) con sus medias y desviaciones estándar (DS), para los cuatro meses analizados. p = presencia

		Noviembre	Febrero	Mayo	Agosto
		Media ± DS	Media ± DS	Media ± DS	Media ± DS
Arthropoda	<i>G.crinale</i>	473 ± 143	645 ± 62,6	277 ± 129	396 ± 206
	<i>G.carolinianum</i>	244 ± 187	1014 ± 81	378 ± 67,4	405 ± 292

Amphipoda	<i>Monocorophium insidiosum</i>	<i>G.crinale</i>	90,4 ± 44	86.3 ± 24,3	23.8 ± 4,72	36,4 ± 27,1
		<i>G.carolinianum</i>	43,1 ± 33,7	143 ± 48	21,6 ± 28,2	26 ± 5,20
	<i>Ampithoe valida</i>	<i>G.crinale</i>	0	1.50 ± 2.59	0	4.59 ± 6,68
		<i>G.carolinianum</i>	1,64 ± 2,32	4,25 ± 3,79	1,80 ± 3,12	2.77 ± 2,55
	Stenothoidae indet.	<i>G.crinale</i>	11,3 ± 14,6	4.80 ± 5.29	0	0
Ostracoda	Podocopa indet.	<i>G.crinale</i>	249 ± 55,3	433 ± 31,1	113 ± 68,5	49,7 ± 52,9
		<i>G.carolinianum</i>	162 ± 139	605 ± 293	165 ± 49,6	38,7 ± 31,9
	Copepoda	Harpacticoidea indet.	<i>G.crinale</i>	123 ± 46,8	120 ± 37,1	141 ± 56,5
<i>G.carolinianum</i>			31,7 ± 22,8	262 ± 210	189 ± 15,3	338 ± 265
Foraminifera		<i>G.crinale</i>	1873 ± 320	447 ± 98,8	611 ± 347	612 ± 449
		<i>G.carolinianum</i>	222 ± 133	507 ± 140	462 ± 301	817 ± 337
	Foraminifera indet. 1	<i>G.crinale</i>	1848 ± 287	369 ± 86,9	603 ± 348	604 ± 440
		<i>G.carolinianum</i>	219 ± 133	404 ± 94,7	448 ± 285	808 ± 333
	Foraminifera indet. 2	<i>G.crinale</i>	24,8 ± 36,1	77.5 ± 44,7	7,84 ± 1,52	8,94 ± 9,72
		<i>G.carolinianum</i>	2,72 ± 3,43	104 ± 45,4	14 ± 16,5	7,91 ± 3,73
Nematoda		<i>G.crinale</i>	98,8 ± 28,2	59,1 ± 17,7	67,5 ± 25,1	129 ± 91,6
		<i>G.carolinianum</i>	55,4 ± 45,1	69,2 ± 36,2	49,1 ± 6,03	95,3 ± 21,4
Mollusca		<i>G.crinale</i>	32,3 ± 19,1	10,2 ± 5,73	9,62 ± 8,66	14,4 ± 1,87
		<i>G.carolinianum</i>	14,1 ± 5,58	6,92 ± 6,02	22,3 ± 3,78	10,5 ± 9,14
Gastropoda	<i>Heleobia australis</i>	<i>G.crinale</i>	20 ± 11,6	5,83 ± 6,61	5,77 ± 5,19	4,93 ± 4,49
		<i>G.carolinianum</i>	2,81 ± 2,61	2,74 ± 4,75	8,21 ± 8,83	3,87 ± 3,45
	<i>Bostrycapulus odites</i>	<i>G.crinale</i>	4,14 ± 7,18	1,16 ± 1,03	0,80 ± 1,39	0
<i>G.carolinianum</i>		4,57 ± 1,82	0,81 ± 1,41	1,57 ± 2,72	1,67 ± 2,90	
Bivalvia	<i>Brachidontes rodriguezii</i>	<i>G.crinale</i>	8,20 ± 4,41	3,21 ± 2,99	3,04 ± 3,40	9,44 ± 2,64
		<i>G.carolinianum</i>	9,79 ± 6,87	3,36 ± 3,71	12,5 ± 7,96	4,97 ± 4,95
Annelida		<i>G.crinale</i>	16,4 ± 3,58	8,12 ± 5,95	11,7 ± 3,87	7,53 ± 6,57
		<i>G.carolinianum</i>	2,58 ± 0,82	3,34 ± 3,67	6,84 ± 8,11	4,40 ± 7,62
Polychaeta	Syllidae indet.	<i>G.crinale</i>	16,4 ± 3,58	4,52 ± 4,97	2,41 ± 4,18	0
		<i>G.carolinianum</i>	1,21 ± 1,06	0,91 ± 1,58	1,76 ± 3,04	3,30 ± 5,71
	Spionidae indet.	<i>G.crinale</i>	0	3,60 ± 4,99	3,83 ± 3,46	0
		<i>G.carolinianum</i>	0,40 ± 0,69	2,42 ± 4,20	1,37 ± 1,22	0
	Nereididae indet.	<i>G.crinale</i>	0	0	3,83 ± 3,46	0
		<i>G.carolinianum</i>	0	0	0	0
	Phyllodocidae indet.	<i>G.crinale</i>	0	0	1,60 ± 2,76	7,53 ± 6,57
		<i>G.carolinianum</i>	0	0	3,71 ± 4,54	1,10 ± 1,90
	Terebellidae indet.	<i>G.crinale</i>	1,47 ± 0	0	0 ± 3,46	0
		<i>G.carolinianum</i>	0	0	0	0
Cnidaria		<i>G.crinale</i>	0	0	3,19 ± 5,53	4,59 ± 6,69
		<i>G.carolinianum</i>	0	0	7,80 ± 12	6,74 ± 11,7
	Cnidaria indet. 1	<i>G.crinale</i>	0	0	3,19 ± 5,53	4,59 ± 6,69
		<i>G.carolinianum</i>	0	0	7,80 ± 12	6,74 ± 11,7
	Cnidaria indet. 2	<i>G.crinale</i>	p	0	0	0
		<i>G.carolinianum</i>	0	0	0	0

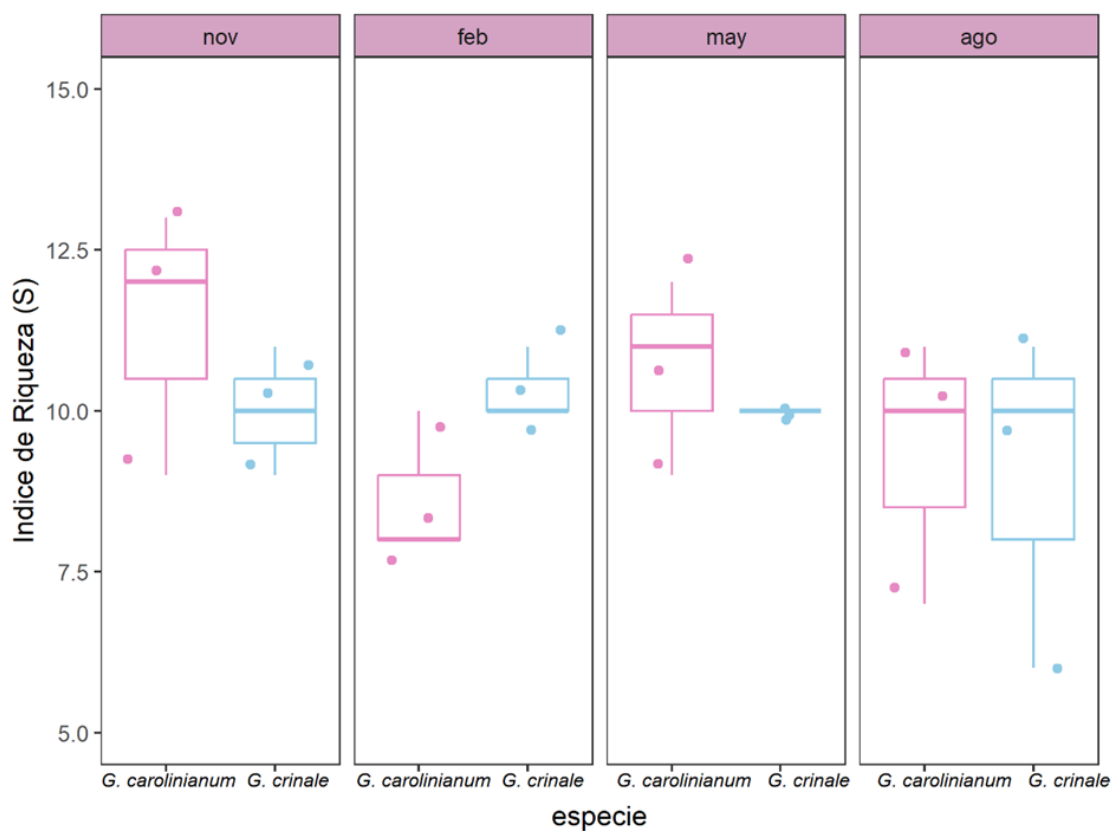


Figura 6. Índice de riqueza asociado a las matrices de *Gelidium* a lo largo de los meses.

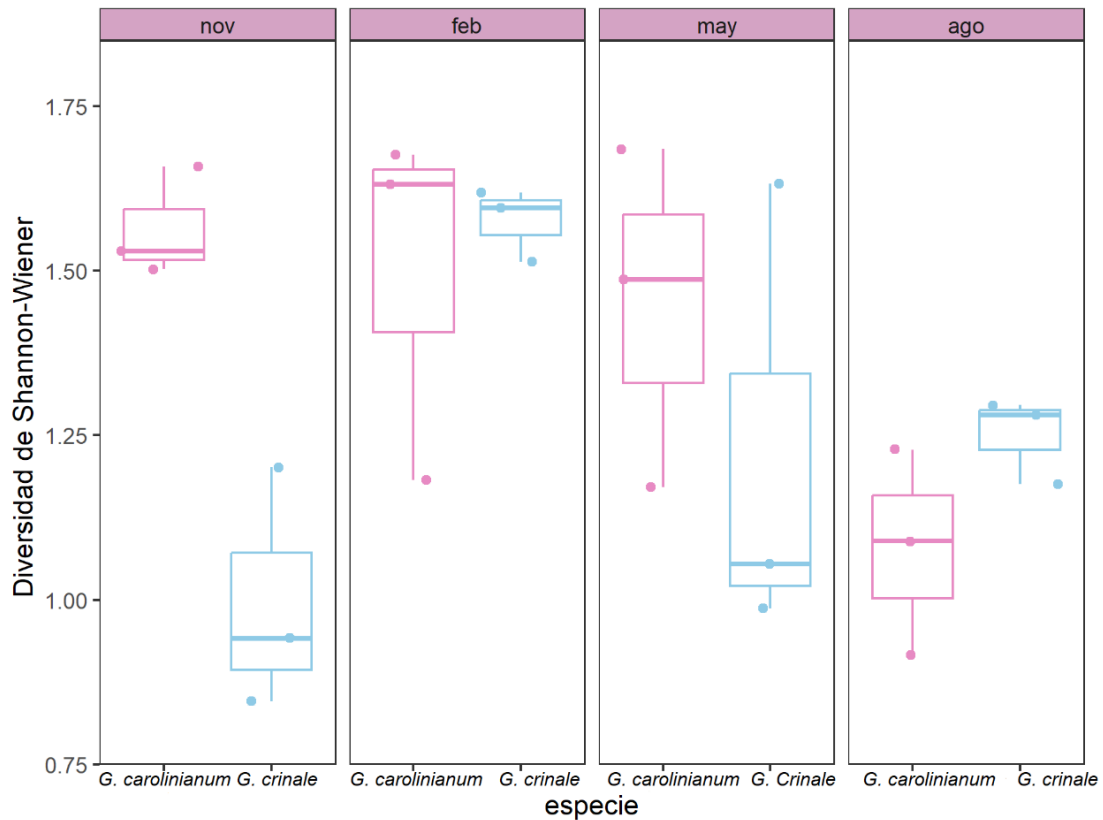


Figura 7. Índice de diversidad de Shannon-Wiener asociado a las matrices de *Gelidium* a lo largo de los meses.

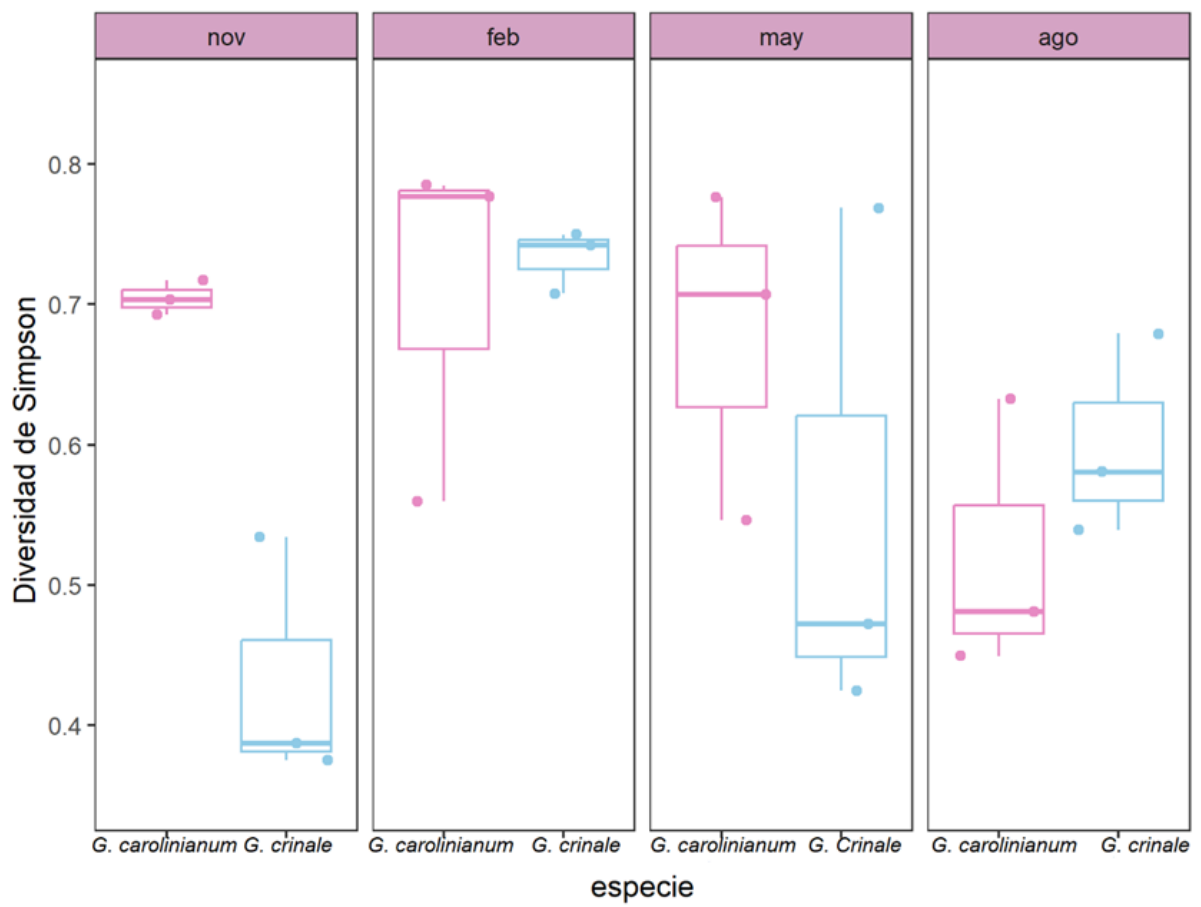
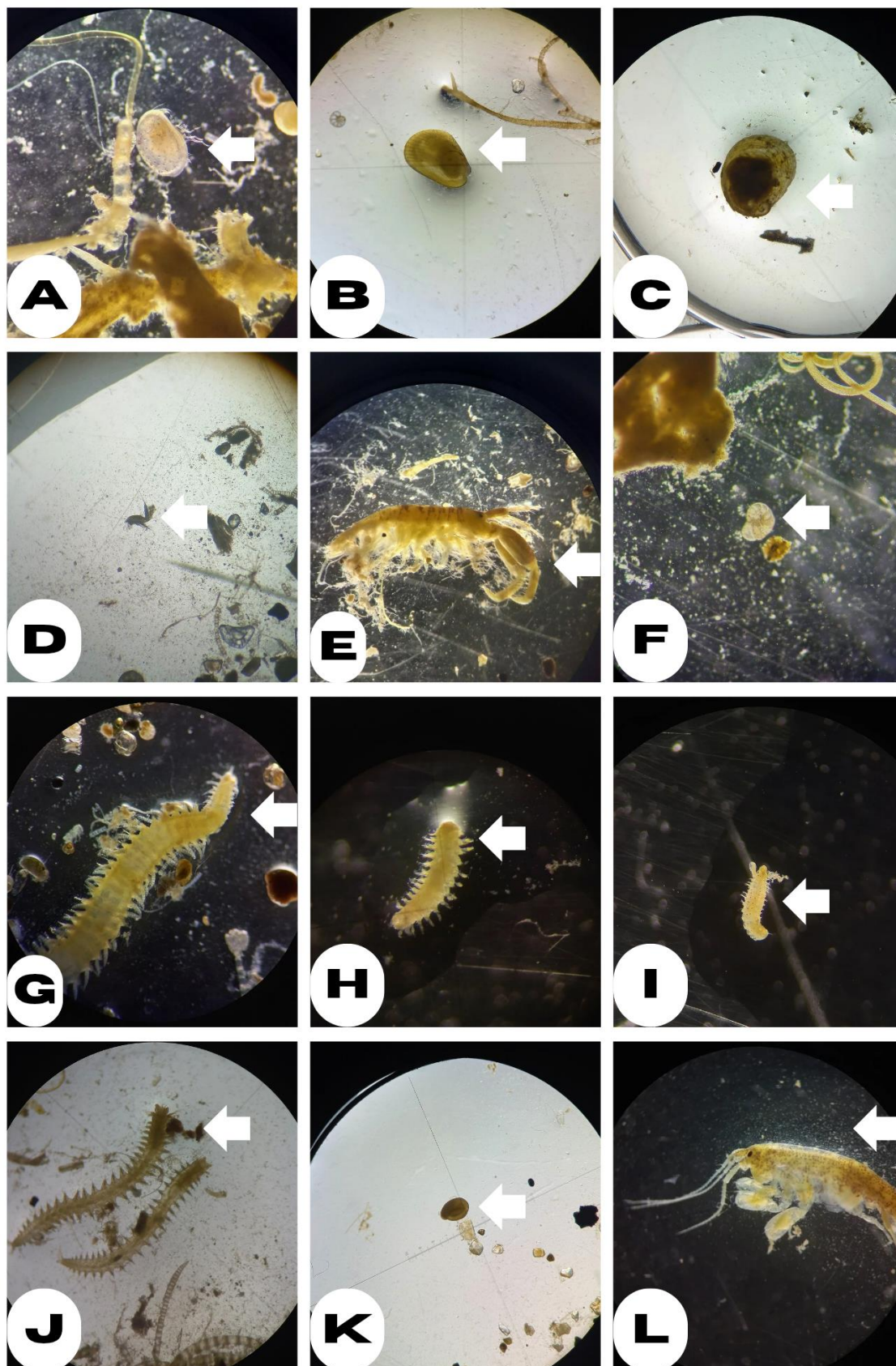


Figura 8. Índice de diversidad de Simpson asociado a las matrices algales de *Gelidium* a lo largo de los meses.

Lámina 1. Invertebrados bentónicos asociados a las matrices de *Gelidium*. A: Ostracoda, subclase Podocopa; B: *Brachidontes rodriguezii*; C: *Bostrycapulus odites*; D: Copepoda Harpacticoidea; E: *Monocorophium insidiosum*; F: Foraminifera indeterminado 1; G: Sylidae indeterminado; H: Phyllodocidae indeterminado; I: Spionidae indeterminado; J: Nereididae indeterminado; K: Foraminifera indeterminado 2; L: *Ampithoe valida*.



Abundancia total de invertebrados bentónicos

Para detectar posibles diferencias en la abundancia total de invertebrados bentónicos entre especies algales, esta variable se analizó por separado para cada mes, debido a la interacción significativa en el término especie*mes ($F = 20,56$, $gl = 3$, $p < 0,001$). En el mes de noviembre, la abundancia total fue mayor en *G. crinale* ($F = 59,49$, $gl = 1$, $p = 0,001$), mientras que en el mes de febrero, *G. carolinianum* presentó una abundancia total significativamente mayor ($F = 22,42$, $gl = 1$, $p = 0,009$). No hubo diferencias significativas entre especies para el resto de los meses ($p > 0,05$).

La abundancia total de invertebrados bentónicos en *G. crinale* varía significativamente a lo largo de los meses ($F = 14,97$, $gl = 3$, $p = 0,001$), siendo mayor en noviembre (Post-hoc Tukey's test, $p < 0,005$). La abundancia total de invertebrados bentónicos en *G. carolinianum* difirió significativamente entre meses ($F = 8,78$, $gl = 3$, $p = 0,006$), siendo mayor en febrero y agosto, en comparación al mes de noviembre (Post-hoc Tukey's test, $p < 0,05$) (Fig. 9).

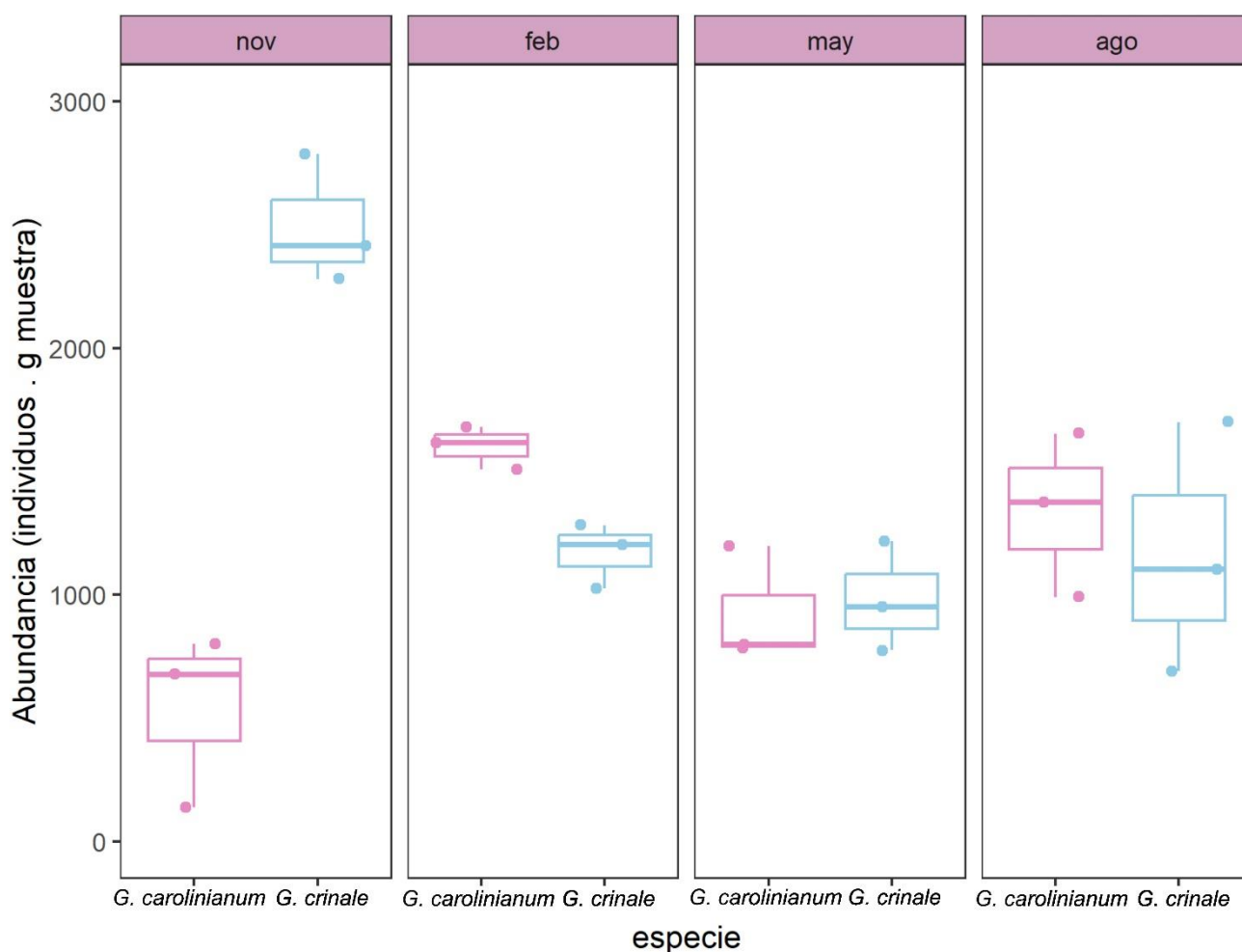


Figura 9. Abundancia total de invertebrados bentónicos asociados a las matrices de *Gelidium* a lo largo de los meses.

Abundancia por Phyla

Los Phyla más abundantes y frecuentes asociados a ambas especies de *Gelidium* fueron Arthropoda, Foraminifera, Annelida, Mollusca y Nematoda. La abundancia media de cada uno se presenta en la Tabla 2.

La abundancia de artrópodos se analizó por separado para cada mes debido a la interacción significativa en el término mes*especie ($F = 3,42$, $gl = 3$, $p = 0,04$). En el mes de febrero, la abundancia de artrópodos fue mayor en *G. carolinianum* que en *G. crinale* ($F = 39,04$, $gl = 1$, $p = 0,003$), mientras que no hubo diferencias significativas entre especies algales para el resto de los meses ($p > 0,05$).

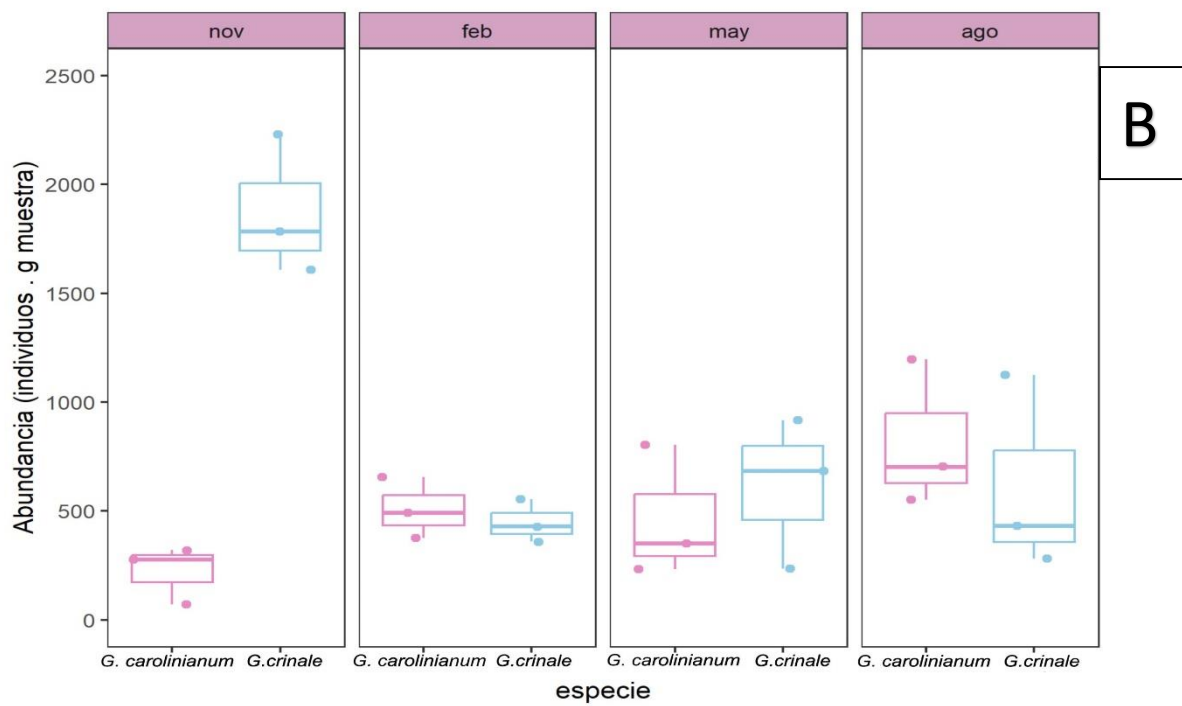
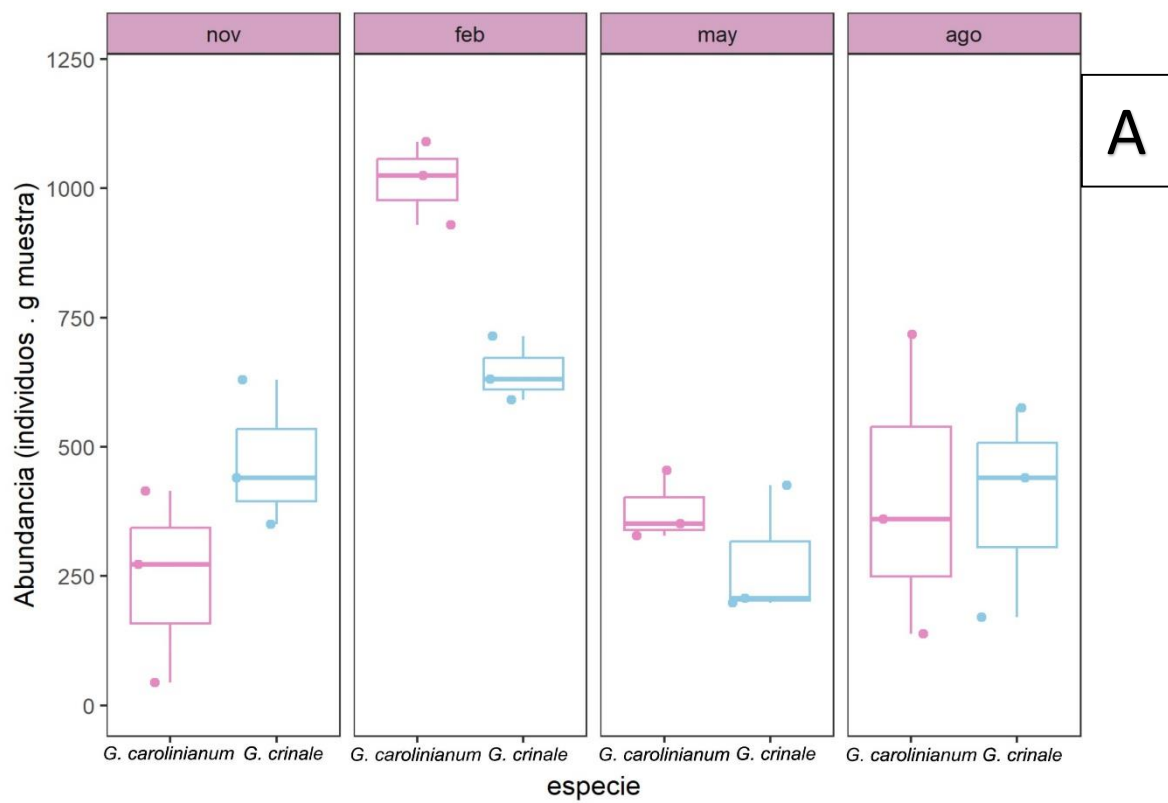
La abundancia de artrópodos en *G. carolinianum* varía significativamente a lo largo de las estaciones ($F = 10,77$, $gl = 3$, $p = 0,003$), siendo mayor en el mes de febrero, en comparación con el resto de los meses (Post-hoc Tukey's test, $p < 0,05$). No se detectaron diferencias en la abundancia de artrópodos para la especie *G. crinale* ($p > 0,05$) (Fig. 10 A).

La abundancia de foraminíferos se analizó por separado para cada mes debido a la interacción significativa en el término mes*especie ($F = 13,04$, $gl = 3$, $p < 0,001$). En el mes de noviembre, la abundancia de foraminíferos fue significativamente mayor en *G. crinale* que en *G. carolinianum* ($F = 67,90$, $gl = 1$, $p = 0,001$). En los meses restantes, no se detectaron diferencias significativas entre especies algales ($p > 0,05$).

La abundancia de foraminíferos en *G. crinale* varía significativamente a lo largo de las estaciones ($F = 12,12$, $gl = 3$, $p = 0,002$), siendo mayor en el mes de noviembre en relación al resto de los meses (Post-hoc Tukey's test, $p < 0,01$). No se detectaron diferencias en la abundancia de foraminíferos entre meses para la especie *G. carolinianum* ($p > 0,05$) (Fig. 10 B).

La abundancia de anélidos difirió significativamente entre especies algales ($F = 8,47$, $gl = 1$, $p = 0,009$), siendo mayor en *G. crinale* que en *G. carolinianum*, sin diferencias a lo largo de los meses ($F = 0,80$, $gl = 3$, $p = 0,50$) (Fig. 10 C).

La abundancia de moluscos no difirió significativamente entre meses ($F = 2,21$, $gl = 3$, $p = 0,12$) ni entre especies algales ($F = 0,57$, $gl = 1$, $p = 0,45$). Del mismo modo, la abundancia de nematodos no difirió significativamente entre meses ($F = 2,20$, $gl = 3$, $p = 0,12$) ni entre especies algales ($F = 1,72$, $gl = 1$, $p = 0,20$).



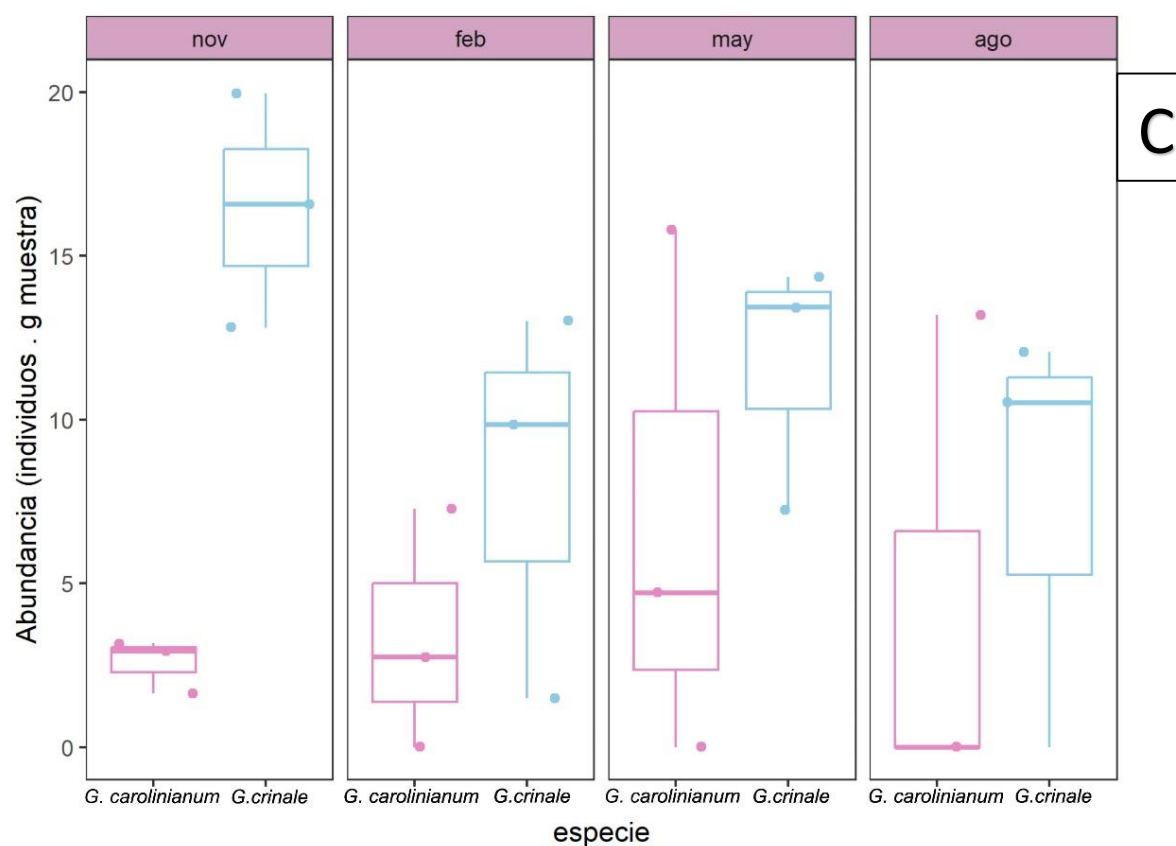


Figura 10. Abundancia de los Phyla asociados a las matrices de *Gelidium* a lo largo de los meses. A: Phyla Arthropoda; B: Phyla Foraminifera; C: Phyla Annelida

Abundancia por taxa

Los taxa más abundantes y frecuentes asociados a ambas especies de *Gelidium* fueron *Monocorophium insidiosum* (Lámina 1 E), ostracoda perteneciente a la Subclase Podocopa (Lámina 1 A), copepoda perteneciente al orden Harpacticoida (Lámina 1 D), foraminifera indeterminado 1 (Lámina 1 F) y foraminifera indeterminado 2 (Lámina 1 K). La abundancia media de cada uno se presenta en la Tabla 2.

La abundancia del anfípodo *M. insidiosum* (Crawford, 1937) difirió significativamente entre meses ($F = 8,51$, $gl = 3$, $p < 0,001$), mientras que no mostró diferencias entre especies algales ($F = 0,003$, $gl = 1$, $p = 0,95$). Para ambas especies, la abundancia de *M. insidiosum* fue mayor en el mes de febrero en comparación con los meses de mayo y agosto (Post-hoc Tukey's test, $p < 0,01$) (Fig. 11 A).

La abundancia del ostrácodo perteneciente a la Subclase Podocopa difirió significativamente entre meses (Dev = 38,42, gl = 3, $p < 0,001$), mientras que no mostró diferencias entre especies algales (Dev = 0,002, gl = 1, $p = 0,96$). En ambas especies, la abundancia del ostrácodo fue menor en el mes de agosto en comparación con el resto de los meses (Post-hoc Tukey's test, $p < 0,05$). Además, existen diferencias entre el mes de febrero y mayo (Post-hoc Tukey's, $p = 0,003$), con mayores abundancias en el mes de febrero (Fig. 11 B).

La abundancia del copépodo perteneciente al Orden Harpacticoida se analizó por separado para cada mes, debido a la interacción significativa en el término especie*mes (Dev = 12,19, gl = 3, $p = 0,007$). En el mes de noviembre, la abundancia del copépodo harpacticoido fue mayor en *G. crinale* que en *G. carolinianum* (LR = 7,73, gl = 1, $p = 0,005$), sin diferencias significativas para el resto de los meses ($p > 0,05$).

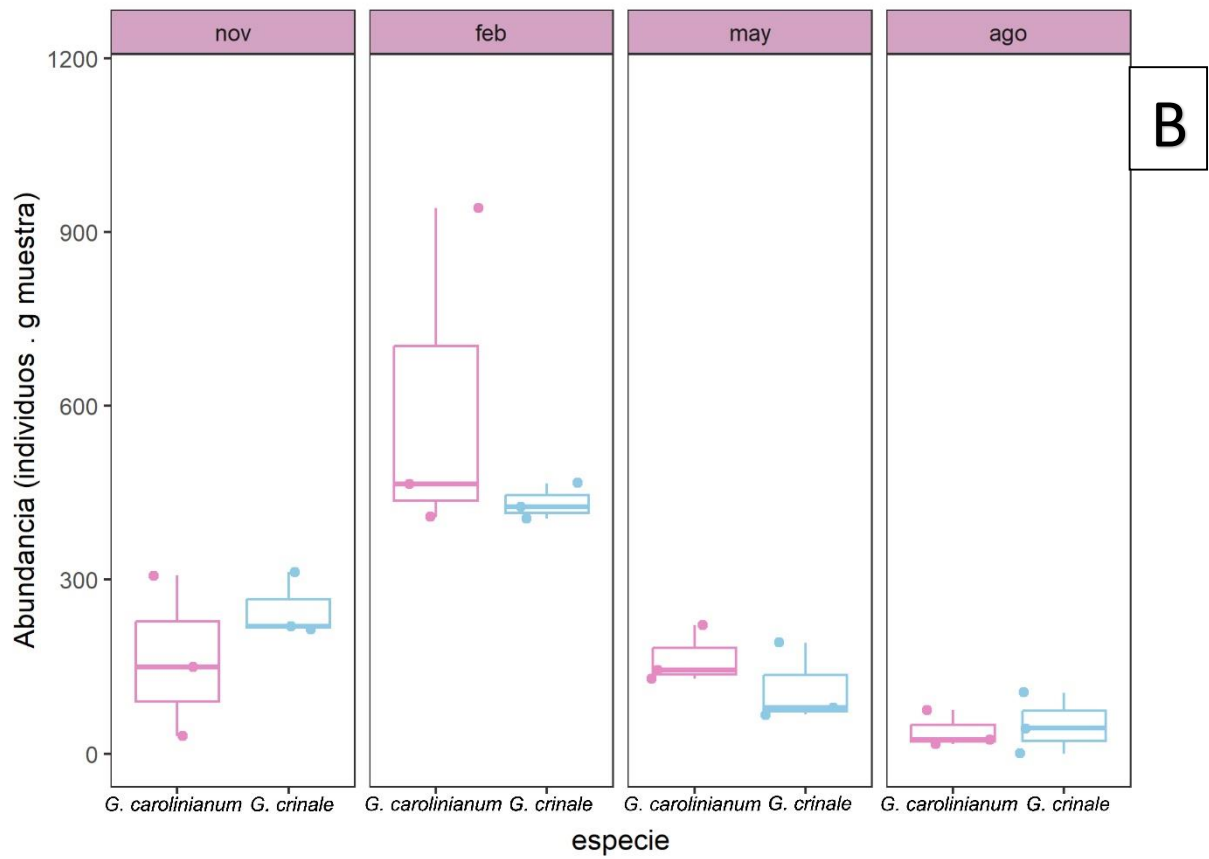
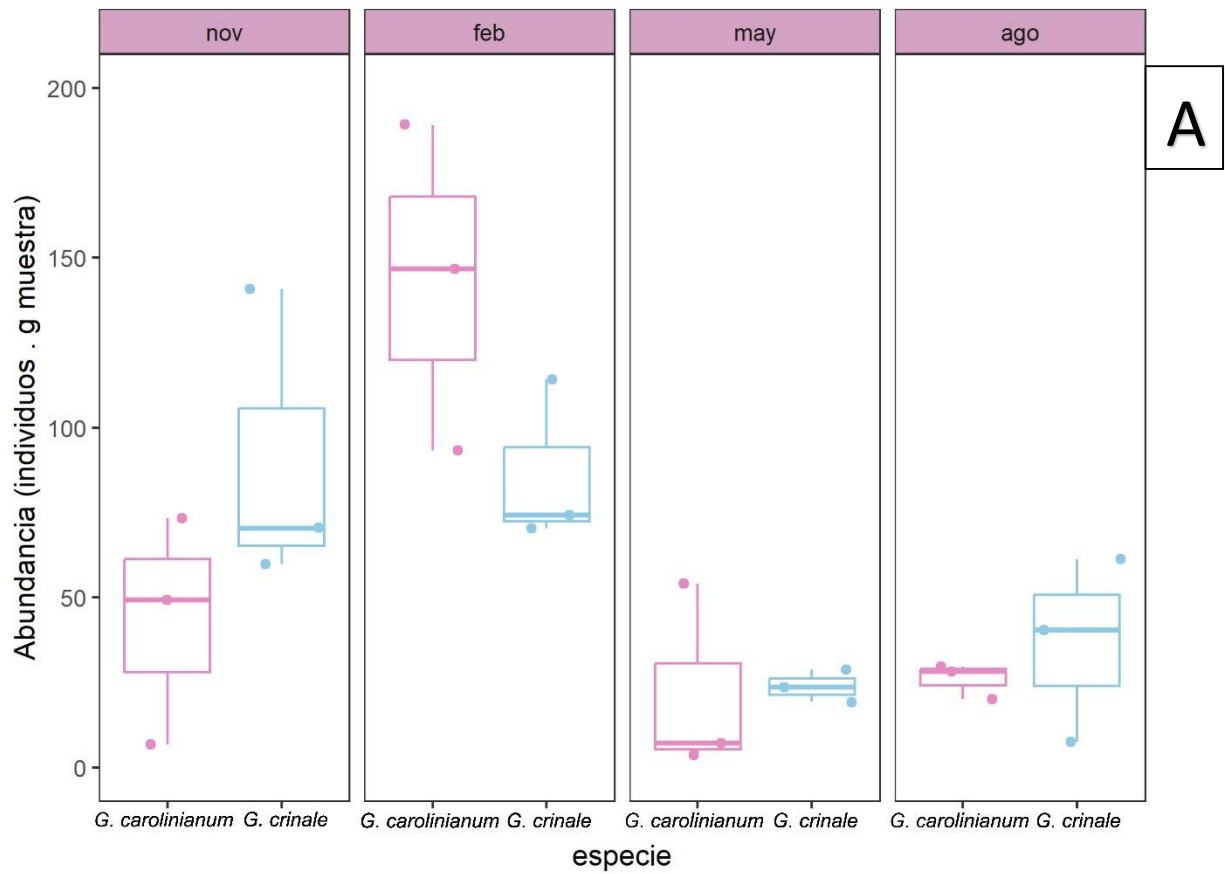
La abundancia del copépodo harpacticoido en *G. crinale* varió significativamente a lo largo de los meses (LR = 13,64, gl = 3, $p = 0,003$), siendo mayor en el mes de agosto en comparación con noviembre y febrero (Post-hoc Tukey's test, $p = 0,01$). La abundancia del copépodo harpacticoido en *G. carolinianum* mostró diferencias significativas a lo largo de las estaciones (LR = 16,33, gl = 3, $p < 0,001$), siendo menor en el mes de noviembre en comparación con el resto de los meses (Post-hoc Tukey's test, $p < 0,01$) (Fig. 11 C).

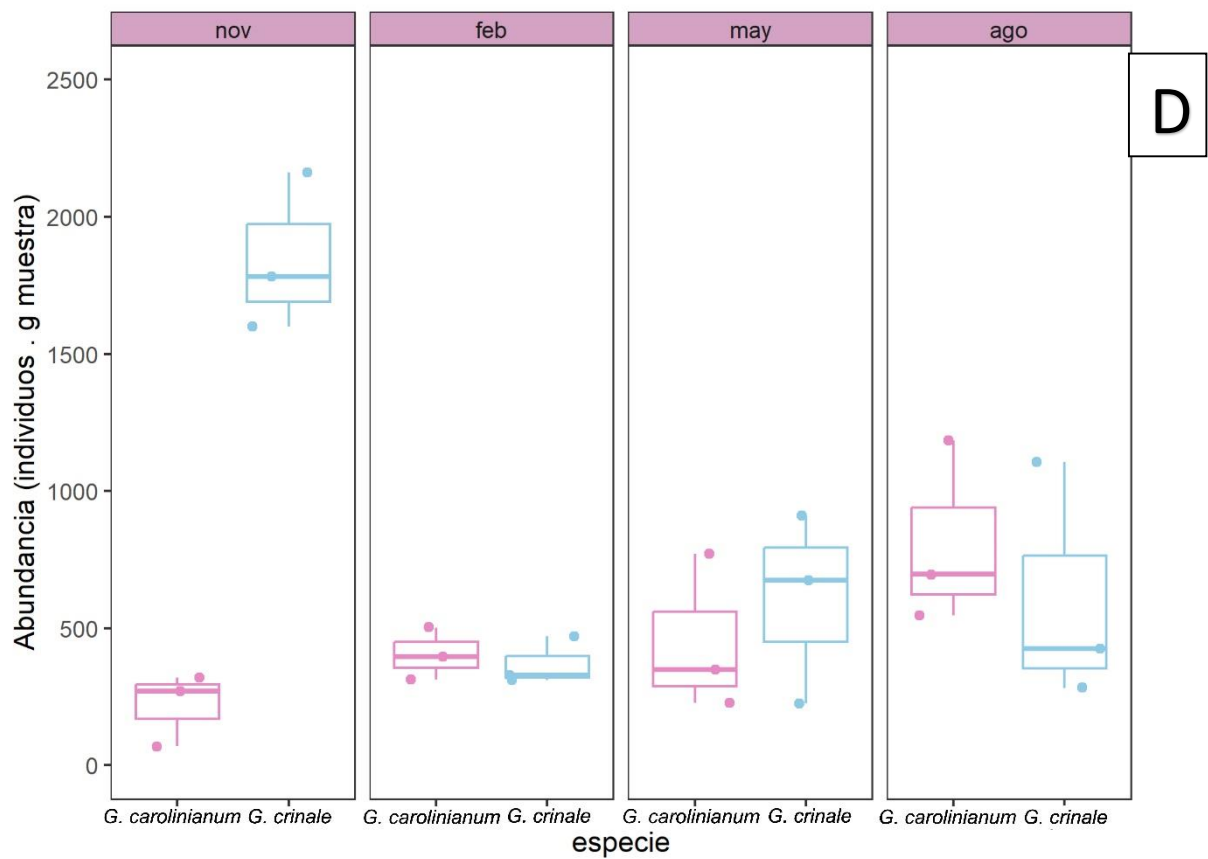
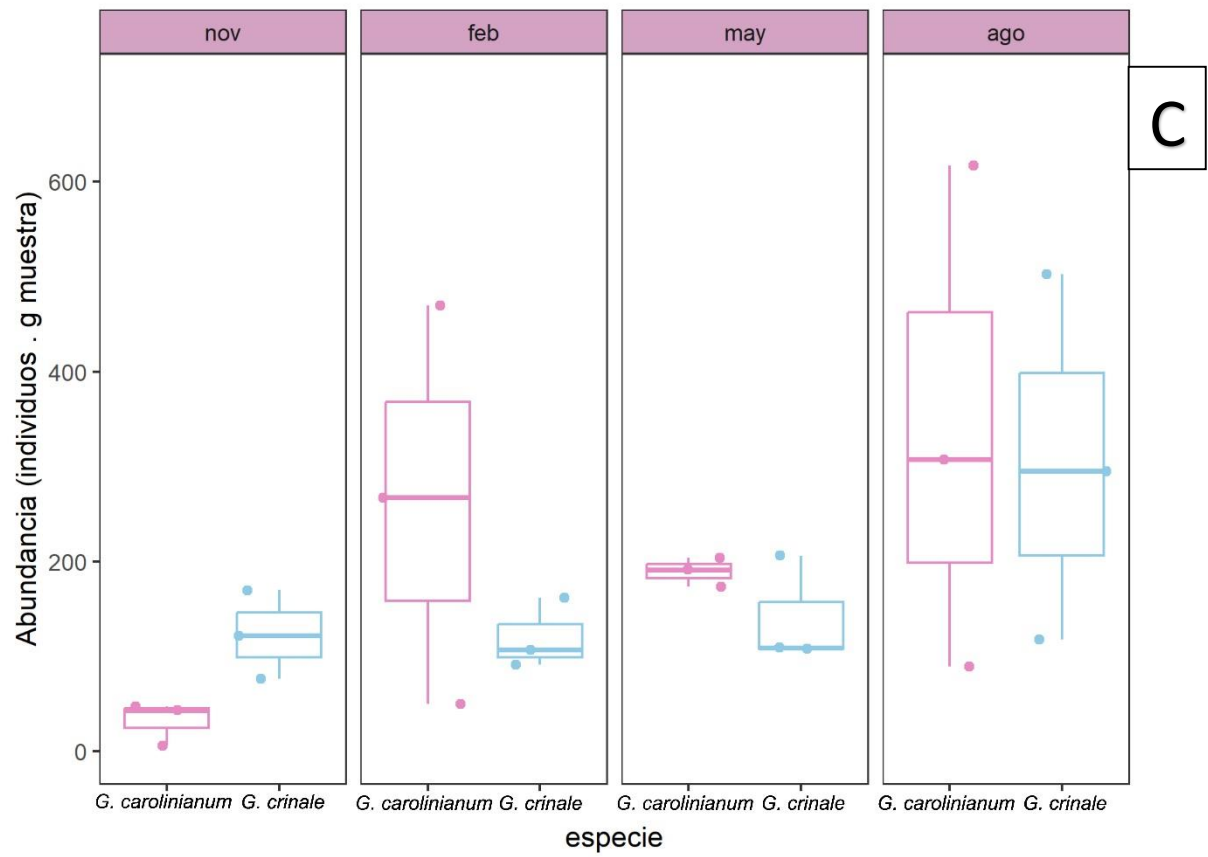
La abundancia del foraminífero indet. 1 se analizó por separado para cada mes, debido a la interacción significativa en el término especie*mes ($F = 13,62$, gl = 3, $p < 0,001$). En el mes de noviembre, la abundancia del foraminífero indet. 1 fue mayor en *G. crinale* que en *G. carolinianum* ($F = 79,39$, gl = 1, $p < 0,001$), sin diferencias significativas entre especies para el resto de los meses ($p > 0,05$).

La abundancia del foraminífero indet. 1 en *G. crinale* varió significativamente a lo largo de las estaciones ($F = 13,32$, gl = 3, $p = 0,001$), siendo mayor en el mes de noviembre en comparación con el resto de los meses (Post-hoc Tukey's test, $p < 0,01$). La abundancia del foraminífero indet. 1 en *G. carolinianum* no varía significativamente a lo largo de las estaciones ($p > 0,05$) (Fig. 11 D).

La abundancia del foraminífero indet. 2 varió significativamente entre meses (Dev = 25,00, gl = 3, $p < 0,001$), mientras que no mostró diferencias entre especies algales (Dev = 0,32, gl = 1, $p = 0,57$). En ambas especies, la abundancia del foraminífero indet. 2 fue mayor en el mes de febrero en comparación con el resto de los meses (Post-hoc Tukey's test, $p < 0,005$) (Fig. 11 E).

La abundancia del gasterópodo *Heleobia australis* (A. d'Orbigny, 1835) no varió significativamente entre meses ($F = 1,23$, gl = 3, $p = 0,32$) ni entre especies algales ($F = 2,48$, gl = 1, $p = 0,13$).





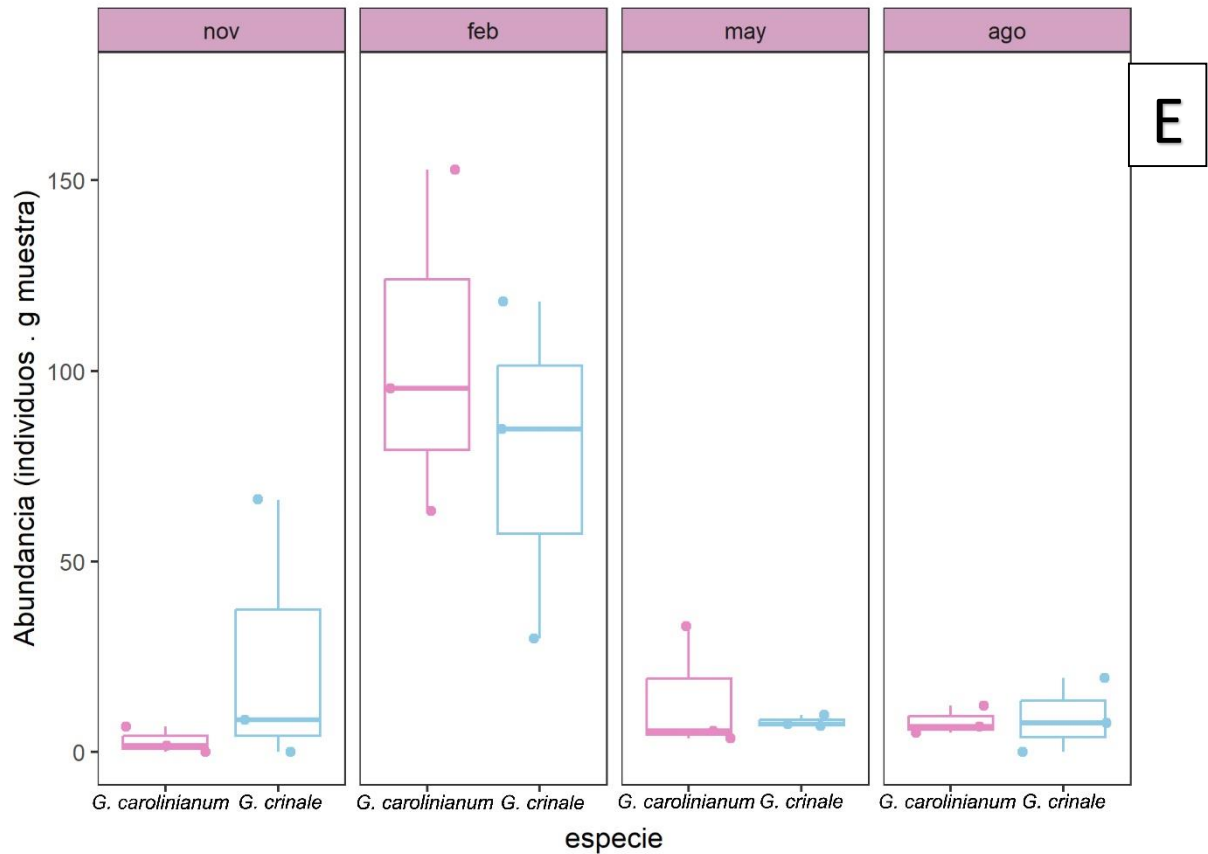


Figura 11. Abundancia de los taxa asociados a las matrices de *Gelidium* a lo largo de los meses. A: *Monocorophium insidiosum*; B: ostrácodo subclase Podocopa; C: copépodo harpacticoideo; D: foraminífero indet. 1; E: foraminífero indet. 2.

Composición comunitaria

La composición de la comunidad de invertebrados bentónicos asociada a las matrices de *G. crinale* y *G. carolinianum* varió significativamente entre meses ($F = 4,61$, $gl = 3$, $p = 0,002$) (Fig.12), mientras que no mostró diferencias entre especies algales ($F = 0,78$, $gl = 1$, $p = 0,51$). La composición comunitaria de ambas especies difirió significativamente entre el mes de febrero y los meses de mayo ($F = 7,83$, $gl = 1$, $p = 0,02$), agosto ($F = 10,24$, $gl = 1$, $p = 0,02$) y noviembre ($F = 4,92$, $gl = 1$, $p = 0,04$). Los taxa que contribuyeron mayormente a las diferencias en composición entre meses se muestran en la Tabla 3.

Tabla 3. Abundancia relativa de los taxa que contribuyeron a las diferencias de composición de la comunidad entre meses (individuos. g muestra). Se considera que difieren con un nivel de significancia de $p < 0,05$.

Taxa	Noviembre	Febrero	Mayo	Agosto
Podocopa indet.	240,70 ab	518,90 a	138,90 b	44,20 b
<i>M. insidiosum</i>	78,80 ab	114,70 a	22,70 b	31,20 b
Foraminifera indet. 2	16,20 b	90,60 a	10,90 b	8,40 b
Stenothoidae indet.	9,70 a	2,40 b	0 b	0 b

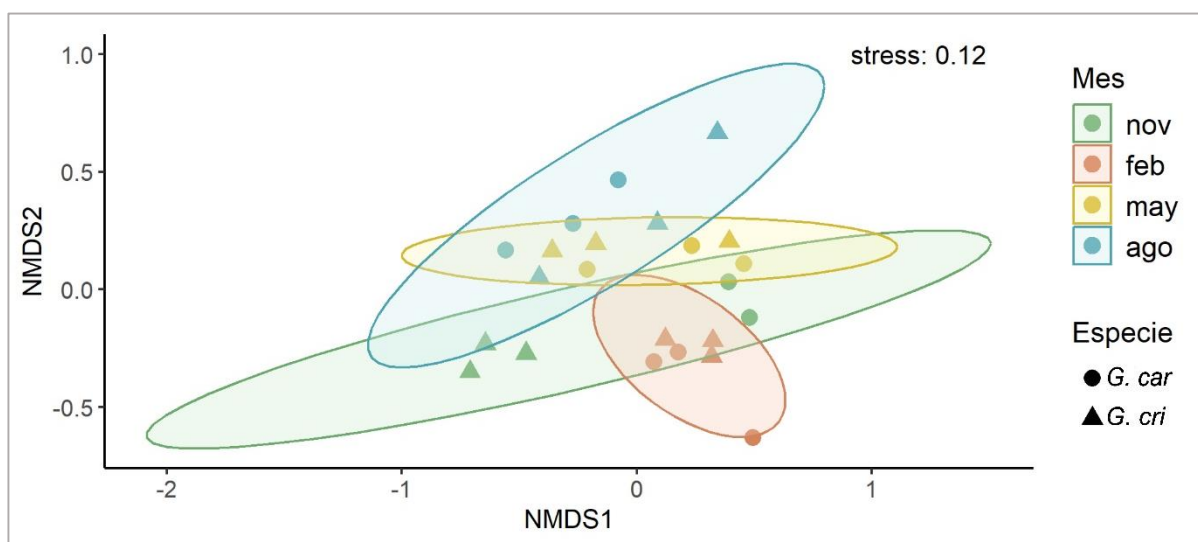


Figura 12. Análisis de escalamiento multidimensional no métrico (nMDS) que muestra diferencias en la composición de la comunidad de invertebrados bentónicos asociada a *Gelidium crinale* y *Gelidium carolinianum* entre meses (disimilitud de Bray-Curtis).

Correlaciones entre las variables analizadas

El PSS mostró correlaciones positivas con el PSA y con la abundancia de todos los Phyla, en particular con el foraminífero indet. 1, el gasterópodo *H. australis* (Tabla 5 y 6). A su vez, el PSA se correlacionó positivamente con la relación $Chl_a:Feo$ y negativamente con su inversa $Feo:Chl_a$ (Tabla 4).

La abundancia de los Phyla Arthropoda (incluyendo el anfípodo *M. insidiosum* y el ostrácodo de la subclase Podocopa) y Nematoda se correlacionaron positivamente con el PSA (Tabla 5). Por el contrario, el foraminífero indet. 2 presentó una tendencia opuesta (Tabla 6).

Tanto *M. insidiosum*, como el ostrácodo y el foraminífero indet. 2 mostraron correlaciones negativas con la concentración de feopigmentos y con la relación Feo:Chl_a (Tabla 6).

Por último, los anélidos se asociaron positivamente con el porcentaje de arena del sedimento (Tabla 6).

Tabla 4. Coeficientes de correlación por rangos de Spearman entre las variables abióticas analizadas, p-valor < 0,05. PSA: peso seco del alga; PSS: peso seco del sedimento; PST: peso seco total; CLO: clorofila *a*; FEO: feopigmentos; C/F: clorofila *a*/feopigmentos; F/C: feopigmentos/clorofila *a*.

	PSA	PSS	PST	CLO	FEO	C/F	F/C	% ARENA	% LIMO	% ARCILLA
PSA	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
PSS	0,53	1	-	-	-	-	-	-	-	-
PST	0,69	0,98	1	-	-	-	-	-	-	-
CLO	ns	ns	ns	1	-	-	-	-	-	-
FEO	ns	ns	ns	0,68	1	-	-	-	-	-
C/F	0,47	ns	ns	ns	-0,66	1	-	-	-	-
F/C	-0,52	ns	ns	ns	0,63	-0,90	1	-	-	-
% ARENA	ns	ns	ns	0,42	0,54	ns	ns	1	-	-
% LIMO	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	0,44	1	-
% ARCILLA	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	0,5	0,66	1

Tabla 5. Coeficientes de correlación por rangos de Spearman entre las abundancias de los Phyla y las variables abióticas analizadas, p-valor < 0,05. PSA: peso seco del alga; PSS: peso seco del sedimento; PST: peso seco total; CLO: clorofila *a*; FEO: feopigmentos; C/F: clorofila *a*/feopigmentos; F/C: feopigmentos/clorofila *a*.

	PSA	PSS	PST	CLO	FEO	C/F	F/C	% ARENA	% LIMO	% ARCILLA
Abundancia Arthropoda	0,61	0,47	0,55	-0,45	-0,75	0,59	-0,63	ns	ns	ns
Abundancia Nematoda	0,49	0,63	0,65	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Abundancia Foraminifera	ns	0,46	0,44	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Abundancia Mollusca	ns	0,46	0,49	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Abundancia Annelida	ns	0,62	0,58	0,43	ns	ns	ns	0,49	ns	ns
Abundancia total	ns	0,60	0,61	ns	-0,45	0,52	-0,51	ns	ns	ns

Tabla 6. Coeficientes de correlación por rangos de Spearman entre las abundancias de los taxa más representativos y las variables abióticas analizadas, p-valor < 0,05. PSA: peso seco del alga; PSS: peso seco del sedimento; PST: peso seco total; CLO: clorofila *a*; FEO: feopigmentos; C/F: clorofila *a*/feopigmentos; F/C: feopigmentos/clorofila *a*.

	PSA	PSS	PST	CLO	FEO	C/F	F/C	% ARENA	% LIMO	% ARCILLA
<i>Monocorophium insidiosum</i>	0,59	ns	ns	-0,50	-0,83	0,61	-0,67	ns	ns	ns
Podocopa indet.	0,63	ns	0,5	-0,44	-0,74	0,62	-0,63	ns	ns	ns
Harpacticoidea indet.	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Foraminifera indet. 1	ns	0,44	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Foraminifera indet. 2	-0,47	ns	ns	-0,55	-0,65	ns	-0,43	ns	ns	ns
<i>Heleobia australis</i>	ns	0,5	0,51	0,45	ns	ns	ns	ns	ns	ns

DISCUSIÓN

Los resultados de este trabajo demostraron que las matrices formadas por las algas rojas *G. crinale* y *G. carolinianum* en la zona intermareal de Villa del Mar, retienen una gran cantidad de sedimento, junto con comunidades de microfitobentos. Además, estas matrices albergan una alta diversidad de invertebrados bentónicos, influyendo en su alimentación y distribución en estas áreas costeras. A su vez, la variación de la abundancia de estos organismos estaría influenciada por los cambios estacionales en la capacidad de retención del sedimento de las matrices algales.

En el área de estudio, las bajas velocidades de las corrientes favorecen la deposición de limos y arcillas (Perillo et al., 1987), lo cual se vio reflejado en la dominancia de granos de limo grueso, medio y fino retenidos por las matrices de *Gelidium*. Todas las muestras de sedimentos analizadas fueron clasificadas como pobremente seleccionadas, es decir, presentaban distintos tipos de tamaño de grano. Este es un patrón común de ambientes intermareales, donde predominan procesos hidrodinámicos de baja energía (Stal & De Brouwer, 2003), incapaces de remover partículas finas o gruesas durante períodos prolongados. En febrero se observó una distribución simétrica de tamaños de granos sobre ambas especies algales, mientras que en el resto de los meses, predominó la distribución asimétrica positiva con una mayor proporción de granos finos. Finalmente, se identificaron tendencias hacia poblaciones con un tamaño de grano promedio (mesocúrtico) pero que también tienden a extenderse hacia los extremos gruesos o finos (leptocúrtico). Durante el mes de agosto, se registró una distribución platicúrtica en la especie *G. crinale*, lo cual indica una mezcla de sedimentos.

En Villa del Mar, estudios previos han señalado que el asentamiento de sedimentos finos sobre la superficie de las ramas de *G. crinale* y *G. carolinianum* aumentaría la disponibilidad de nutrientes necesarios para el desarrollo de los talos y disminuiría la incidencia de la radiación solar, promoviendo el crecimiento de estructuras vegetativas (Croce & Freshwater, 2024). Los resultados de este estudio mostraron que las matrices algales de mayor biomasa (PSA) retuvieron más sedimentos, lo que sugiere que el tamaño del alga influye en su capacidad de retención. Sin embargo, al relativizar el peso del sedimento por el peso del alga (PSSr), observamos que ambas especies algales retienen cantidades similares de sedimento. Esto indicaría que la estructura morfológica de los talos de ambas especies no influye en la cantidad de sedimento retenido. Por otra parte, las algas estuvieron sujetas a una mayor deposición de sedimentos durante el invierno.

Se encontraron tendencias estacionales similares para la Chl_a , con mayores concentraciones durante la época invernal y menores concentraciones durante el verano. Estos resultados coinciden con patrones similares de Chl_a registrados en la zona media del estuario, específicamente en el Puerto de Coronel Rosales (Pan et al., 2013; Fernández, 2017). La variación estacional del microfitobentos es controlada por la temperatura y la radiación que incide sobre la superficie de los sedimentos, los cuales alcanzan valores más altos durante las estaciones cálidas, incrementando así la velocidad de desecación sobre el sedimento (Pan et al., 2013). La gran biomasa de microfitobentos coincide con la floración invernal del

fitoplancton que ocurre en la zona interna del Canal Principal, época en la cual se registra la menor turbidez del agua (Zapperi, 2015), sugiriendo que parte de la concentración de Chl_a medida en el sedimento podría provenir de la deposición de células fitoplanctónicas.

Los feopigmentos son compuestos de degradación de la Chl_a que se originan por la muerte celular del microfitobentos o fitoplancton. La relación $\text{Chl}_a:\text{Feo}$ permite visualizar el estado fisiológico de los microorganismos autotróficos (Brito et al., 2009). Una relación baja indica un estado de senescencia, mientras que, una relación alta indica un estado metabólico activo de las microalgas. Según las correlaciones calculadas, las matrices algales con mayor biomasa presentaron valores mayores de relación $\text{Chl}_a:\text{Feo}$, esto puede estar relacionado con la mayor retención de sedimentos por parte de matrices algales de mayor biomasa. Sin et al. (2009) planteó a la relación $\text{Chl}_a:\text{Feo}$ como una medida indirecta de la actividad de pastoreo en caso de que exista una correlación positiva entre ella y la concentración de Chl_a . En este estudio, no se observaron correlaciones significativas entre ambos factores, lo cual podría indicar que el microfitobentos no se encuentra regulado por la herbivoría.

En zonas intermareales generalmente existe una relación positiva entre la complejidad morfológica de las macroalgas y la riqueza y abundancia de la fauna asociada (Hicks, 1985; Gibbons, 1988; Gee & Warwick 1994a; Davenport et al., 1999). Los resultados de este estudio indican que la estructura del alga no influye sobre la riqueza, diversidad y abundancia total de la comunidad de invertebrados bentónicos. Durante el mes de noviembre, registramos una mayor abundancia total de invertebrados bentónicos en *G. crinale*, mientras que en febrero, *G. carolinianum* mostró una mayor abundancia. La composición de la comunidad de invertebrados bentónicos fue similar entre ambas especies algales, coincidiendo con estudios anteriores donde afirman que si bien podemos encontrar diferentes taxas dominantes entre macrófitas, la composición comunitaria entre algas que se encuentran en áreas cercanas o en la misma localidad tiende a ser semejante (Edgar, 1983; Da Rocha et al., 2006). Sin embargo, se detectó que los patrones estacionales afectaron la composición comunitaria, especialmente durante los meses cálidos, caracterizados por mayores abundancias de un ostrácodo de la subclase Podocopa, un foraminífero (Foraminifera indet. 2), el anfípodo *M. insidiosum*, y la presencia de un anfípodo perteneciente a la familia Stenothoidae.

El hundimiento del detrito proveniente del fitoplancton en descomposición incrementa el aporte de materia orgánica hacia el ambiente bentónico (Zapperi, 2015). En este ambiente, las fuentes alóctonas de carbono provienen de las heces de zooplancton, la advección de detrito orgánico de macrófitas adyacentes o provenientes de ríos y de materia orgánica de origen antrópico (Cook et al., 2004). Las partículas que se depositan sobre el sedimento pueden ser descompuestas por bacterias, que liberan nutrientes inorgánicos disponible para productores primarios, o procesadas por invertebrados detritívoros. Éstos últimos, según su forma de alimentación, pueden clasificarse como trituradores, filtradores o alimentadores de depósito (Mann, 2009). Los poliquetos (Phylum Annelida) son considerados alimentadores de depósito ya que ingieren materia orgánica disponible en el sedimento, ya sea sobre la superficie o excavando dentro del mismo, proceso conocido como bioturbación (Reise,

2002). En este estudio, su abundancia se asoció positivamente con mayores concentraciones de Chl_a y con una mayor cantidad de sedimento retenido por las matrices de *Gelidium*, lo que sugiere que podrían estar utilizando al microfitobentos como fuente principal de alimento.

Los nematodos son invertebrados representativos tanto de la epifauna como de la infauna en ambientes costeros, y los ensamblajes de microalgas que componen el biofilm son considerados su fuente de alimentación principal (Peters et al., 2007). En este estudio, se asoció una mayor abundancia de nematodos en algas con mayor biomasa y capacidad de retención del sedimento. Sin embargo, los análisis estadísticos indicaron que su abundancia se mantuvo estable durante todo el año y entre ambas especies algales. Esto sugiere, que ambas especies de algas proveen refugio y una gran disponibilidad de nutrientes, y que estos organismos poseen una gran tolerancia a amplios rangos ambientales.

Los foraminíferos reportados en este estudio se clasifican como calcáreos, ya que presentan una testa o conchilla compuesta por carbonato de calcio (Pawlowsky, 2009). Se alimentan de fitodetritos provenientes de diatomeas o algas filamentosas, así como de bacterias y metazoarios (Dupuy et al., 2010). Además, se consideran organismos muy sensibles a la disponibilidad de materia orgánica lábil en el ambiente (Simoni Touzett Cabellos, 2021). En este estudio, se encontraron correlaciones positivas entre la abundancia de foraminíferos y el peso seco del sedimento, lo cual es coherente con su estrategia alimenticia. En particular, en el mes de noviembre, se registró un pico máximo de abundancia sobre *G. crinale*, asociado a una mayor presencia de Foraminífera indet. 1. Esta especie presentó una correlación positiva con el peso del sedimento, lo que sugiere que *G. crinale* podría ofrecer una estructura favorable para la retención de partículas alimenticias. En contraste, Foraminífera indet. 2 se correlacionó negativamente con el peso seco del alga y con la concentración de Chl_a y feopigmentos. Su máxima abundancia se registró en el mes de febrero, coincidiendo con la estación en la que se observaron los menores valores de Chl_a .

Dentro del Phylum Mollusca, se registró la presencia del bivalvo filtrador *Brachidontes rodriguezii*, y los gasterópodos *Bostrycapulus odites* y *Heleobia australis*. Esta última especie se encuentra en gran abundancia en el Estuario de Bahía Blanca (Carcedo & Fiori, 2011). Son organismos detritívoros, aunque también se ha documentado su forrajeo sobre el perifiton en algas carofitas (Albertoni et al., 2001; Figueiredo-Barros et al., 2006). En nuestro análisis, registramos las mayores abundancias en muestras con mayor retención de sedimento y con altas concentraciones de Chl_a . La correlación positiva entre Chl_a y la abundancia de *H. australis*, sugiere que la disponibilidad de microalgas favorecen su desarrollo (Majdi et al., 2011).

Los artrópodos mostraron correlaciones positivas con el peso seco del alga y el peso seco del sedimento. Disminuyeron en abundancia en muestras con alto contenido de feopigmentos. Durante el mes de febrero mostraron preferencia por la especie *G. carolinianum*, registrando picos máximos de abundancia. Particularmente el anfípodo detritívoro *M. insidiosum* (Guerra-García et al., 2014) compartió esta tendencia, aunque no mostró preferencia por alguna especie algal. Al igual que Martin et al. (2000), se observó una gran proporción de hembras grávidas y el mayor reclutamiento de juveniles en verano (datos no publicados).

Dentro de la subclase Podocopa podemos encontrar organismos detritívoros filtradores y herbívoros que pastorean el perifiton que se deposita sobre las macroalgas (Elofson, 1941; Whatley & Wall, 1975; Athersuch, 1979; Horne, 2003). Al igual que *M. insidiosum*, la abundancia de ostrácodos disminuyó en muestras con alto contenido de feopigmentos. Estos resultados sugerirían que estos crustáceos eligen macroalgas en donde la biomasa de microfitobentos sea alta y metabólicamente activa, aunque no se alimenten de ella. Las sustancias poliméricas extracelulares producidas por las diatomeas (Hoagland et al., 1993) podrían ser la fuente de alimento preferida de estos crustáceos. Aunque para poder afirmarlo, es necesario llevar a cabo estudios de contenido estomacal en ambas especies. Sin embargo, las menores abundancias registradas de ostrácodos ocurrieron durante el período de menor concentración de Chl_a , contrastando esta hipótesis.

Los copépodos harpacticoides son considerados uno de los taxa más dominantes en ambientes bentónicos, en términos de riqueza y abundancia (Hicks, 1985), y se alimentan principalmente de detritos orgánicos (Gastaldi et al., 2020; Menendez Muntaner, 2017). En nuestro estudio, la abundancia de copépodos no mostró correlaciones significativas con ninguna de las variables abióticas analizadas. Sin embargo, se observó una preferencia por la especie *G. crinale* durante el mes de noviembre, cuando se registró simultáneamente la menor abundancia de este copépodo en *G. carolinianum*. Las mayores abundancias en *G. crinale* se registraron durante el invierno, coincidiendo con el período de mayor concentración de Chl_a . Podríamos indicar que la abundancia del mismo se encuentra regulada por cambios estacionales en el ciclo de vida, más que por la estructura del alga.

En síntesis, ambas especies de *Gelidium* participan en el ciclo de nutrientes, favorecen la sedimentación de materia orgánica, y brindan refugio y alimento a diversos invertebrados bentónicos. Aunque su estructura morfológica no parece determinar diferencias en la comunidad de invertebrados bentónicos, la variación estacional en la retención de sedimentos en sus matrices parece ser un factor determinante para la misma.

CONCLUSIONES

1. Tanto *G. crinale* como *G. carolinianum* retuvieron cantidades similares de sedimento, siendo el invierno la estación en la que se observó el mayor peso seco retenido. Ambas especies retienen sedimentos conformados principalmente por limo (grueso, medio y fino) durante todo el año. La mayor concentración de clorofila *a* se registró en invierno.
2. Ambas especies de *Gelidium* mostraron una composición comunitaria similar, aunque ciertos taxa predominaron en meses cálidos y otros en los meses fríos, lo que evidencia una variación estacional en la composición de la comunidad de invertebrados bentónicos. Las variaciones en abundancia, riqueza y diversidad no parecen estar relacionadas con la morfología de las algas.
3. La abundancia total y la abundancia de los Phyla analizados es mayor en algas que retienen más sedimentos. En general, algunos taxa mostraron preferencias por alguna de las especies de *Gelidium*, sin embargo, la ausencia de diferencias en la retención de sedimento impide atribuir esa elección a la estructura morfológica del alga.

BIBLIOGRAFÍA

- Airolidi L. & Virgilio M. (1998). Responses of turf-forming algae to spatial variations in the deposition of sediments. *Marine Ecology Progress Series*, 165, 271-282.
- Albertoni, E.F., Palma-Silva, C. & Esteves, F.A. (2001). Macroinvertebrates associated with Chara in a tropical coastal lagoon (Imboassica lagoon, Rio de Janeiro, Brazil). *Hydrobiologia*. 457, 215-224.
- Aliaga, V. S. (2012) Microclima estival de la marisma de Villa del Mar (Puerto Coronel Rosales). [Tesis de Licenciatura de Geografía., Universidad Nacional del Sur]. Bahía Blanca, Argentina.
- Angeles, G. R. (2011). Estudio integrado del estuario de Bahía Blanca [Tesis Doctoral, Universidad Nacional del Sur]. Bahía Blanca, Argentina.
- Athersuch, J. 1979. The ecology and distribution of the littoral ostracods of Cyprus. *Journal of Natural History*, 13, 135–160.
- Barnes R.S.K. & Mann K.H. (1980). *Fundamentals of aquatic ecology*. Blackwell Science, Oxford. Pp. 280
- Bates, C.R. (2009). Host taxonómico relatedness and functional-group affiliation as predictors of seaweed-invertebrate epifaunal associations. *Marine Ecology Progress Series*, 387: 125-136.
- Bates, D., Mächler, M., Bolker, B. & Walker, S. (2015). Ajuste de modelos lineales de efectos mixtos utilizando lme4. *Journal of statistical software*, 67, 1-48.
- Belliveau, S.A. & Paul, V.J. (2002). Effects of herbivory and nutrients on the early colonization of crustose coralline and fleshy algae. *Marine Ecology Progress Series*, 232, 105-114.
- Birrell, C.L., McCook, L.J. & Willis, B.L. (2005). Effects of algal turfs and sediment on coral settlement. *Marine Pollution Bulletin*, 51(1-4), 408-414.
- Blott, S. J., & Pye, K. (2001). GRADISTAT: a grain size distribution and statistics package for the analysis of unconsolidated sediments. *Earth surface processes and Landforms*, 26(11), 1237-1248.
- Brito, A., Newton, A., Tett, P., Fernandes, T.F. (2009) Development of an Optimal Methodology for the Extraction of Microphytobenthic Chlorophyll. *Journal of International Environmental Application & Science*, 4 (1): 42-54.
- Carcedo, M.C. & Fiori, S.M. (2011). Patrones de distribución y abundancia de *Heleobia australis* (Caenogastropoda: Cochliopidae) en el estuario de Bahía Blanca, Argentina. *Amici Molluscarum*. Especial: 59-66.

- Carcedo, M.C., Angeletti, S., Zapperi, G., Dos Santos, E.P. & Fiori, S.M. (2021). The Intertidal Soft-Bottom Macrobenthic Invertebrates. In: Fiori, S.M. & Pratolongo, P.D. (eds), *The Bahía Blanca Estuary*. Springer International Publishing. Pp 179-213.
- Carpenter, R.C. & Williams, S.L. (1993). Effects of algal turf canopy height and microscale substratum topography on profiles of flow speed in a coral forereef environment. *Limnology and Oceanography*, 38(3), 687-694.
- Chemello, R. & M. Milazzo. (2002). Effect of algal architecture on associated fauna: some evidence from phytal molluscs. *Marine Biology*, 140, 981–990.
- Clarke, K. R., & Warwick, R. M. (1994). Similarity-based testing for community pattern: the two-way layout with no replication. *Marine biology*, 118, 167-176.
- Cook, P.L.M., Revill, A.T., Clementson, L.A. & Volkman, J.K. (2004) Carbon and nitrogen cycling on intertidal mudflats of a temperate Australian estuary. III. Sources of organic matter. *Marine Ecology Progress Series*, 280:55–72.
- Croce, M.E. (2013). *Bioecología de la comunidad de macroalgas bentónicas de los arrecifes de ostras en Bahía Aneegada (Buenos Aires): potencialidades de explotación y cultivo algal*. [Tesis de Doctor en Biología. Universidad Nacional del Sur]. Bahía Blanca, Argentina.
- Croce, M.E., Gauna, M.C., Fernández, C. & Parodi, E.R. (2015). Intertidal seaweeds from North Atlantic Patagonian coasts, Argentina. *Check List*, 11(5): 1-8.
- Croce, M.E., Gauna, M.C., Fernández, C., Poza, A.M. & Parodi, E.R. (2021). Biology and Ecology of the Benthic Algae. In: Fiori, S.M. & Pratolongo, P.D. (eds), *The Bahía Blanca Estuary: Ecology and Biodiversity*, Springer International Publishing. Pp 113-151.
- Croce, M.E., Fernández, C., Gauna, M.C., Poza, A.M. & Parodi, E.R. (2023b). Variación estacional de la biomasa de macroalgas cespitosas del Estuario de Bahía Blanca. *Libro de resúmenes de las XXXIX Jornadas Argentinas de Botánica*. Sociedad Argentina de Botánica.
- Croce, M.E. & Freshwater, D.W. (2024). Intertidal Species of Gelidium from the Temperate Coast of Argentina. *Diversity*. 16, 399.
- Cuadrado, D. G., & Pizani, N. V. (2007). Identification of microbially induced sedimentary structures over a tidal flat. *Latin American journal of sedimentology and basin analysis*, 14(2), 105-116.
- Danovaro, R. (2009). Photosynthetic Pigment Concentrations in Marine Sediments. En: Danovaro, R. (Ed.), *Methods for the Study of Deep-Sea Sediments, Their Functioning and Biodiversity* (1st ed.). CRC Press. Pp 45-51.

- Da Rocha, C., Venekey, V., Bezerra, T. *et al.* (2006). Phytal Marine Nematode Assemblages and their Relation with the Macrophytes Structural Complexity in a Brazilian Tropical Rocky Beach. *Hydrobiologia*, 553, 219–230.
- Davenport, J., Butler, A., & Cheshire, A. (1999). Epifaunal composition and fractal dimensions of marine plants in relation to emersion. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 79(2), 351–355.
- De Troch, M., F. Fiers & M. Vincx. (2003). Niche segregation and habitat specialization of harpacticoid copepods in a tropical seagrass bed. *Marine Biology*, 142, 345–355.
- d'Orbigny, A. (1842). *Paléontologie française: description des mollusques et rayonnés fossiles. Terrains jurassiques* (Vol. 1). V. Masson.
- Dupuy, C., Rossignol, L., Geslin, E., & Pascal, P. Y. (2010). Predation of mudflat meio-macrofaunal metazoans by a calcareous foraminifer, *Ammonia tepida* (Cushman, 1926). *The Journal of Foraminiferal Research*, 40(4), 305–312.
- Edgar, G. J. (1983). The ecology of south east Tasmanian phytal animal communities. II. Easonal change in plant and animal populations. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 70, 159–179.
- Elofson, O. (1941). Zur Kenntnis der marinen Ostracoden Schwedens mit Besonderer Berücksichtigung des Skageraks. *Zoologiska Bidrag fran Uppsala*, 19, 215–534.
- Fernández, E.M. (2017). *Dinámica de nutrientes, materia orgánica y clorofila a en planicies de marea cubiertas por matas microbianas*. [Tesis de Doctor en Química, Universidad Nacional del Sur]. Bahía Blanca, Argentina.
- Fernández, J., Mayré Jiménez P. (2006). Estructura de la comunidad de moluscos y relaciones tróficas en el litoral rocoso del estado Sucre, Venezuela. *Revista de Biología Tropical*, 54 (Supl. 3), 121–130.
- Figueiredo-Barros, M.P., J.J.F. Leal, F. de A. Esteves, A. de M. Rocha & R.L. Bozelli. (2006). Life cycle, secondary production and nutrient stock in *Heleobia australis* (d'Orbigny 1835) (Gastropoda: Hydrobiidae) in a tropical coastal lagoon. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 69, 87–95.
- Folk, R. L., & Ward, W. C. (1957). Brazos River bar [Texas]; a study in the significance of grain size parameters. *Journal of sedimentary research*, 27(1), 3–26.
- Frame, K., Hunt, G. & Roy, K. (2007). Biodiversidad de la meiofauna intermareal con respecto a diferentes hábitats algales: un estudio con ostrácodos fiales del sur de California. *Hydrobiologia*, 586, 331–342.
- Fujita D, Okada H & Sakata K. (1990). The importance of some marine algae inhabiting fishing-port breakwater vertical surface as natural food for juvenile horned turban *Turbo* (*Batillus*) *cornutus*. *Bulletin of Toyama Prefectural Fisheries Research Institute*, 2: 41--51.

- Gastaldi, M., Firstater, F.N. & Navarte, M.A. (2020). *Diversidad específica y funcional de la macrofauna asociada a las esponjas intermareales de Bahía de San Antonio* (Informe Técnico N° 02-2020). Escuela Superior de Ciencias Marinas, Universidad Nacional del Comahue.
- Gee, J. J. & R. M. Warwick. (1994). Metazoan community structure in relation to the fractal dimension of marine macroalgae. *Marine Ecology Progress Series*, 103, 141–150.
- Geraldi, A. M., & Melo, W. D. (2024). Estudio de los ambientes costeros en Villa del Mar, Estuario de Bahía Blanca, Argentina. *Párrafos Geográficos*, 1(23), 68-87.
- Gibbons, M. J. (1988). The impact of wave exposure on the meiofauna of *Gelidium pristoides* (Turner) Kuetzing (Gelidiales: Rhodophyta). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 27(6), 581-593.
- Gmelin, J. F. (1791). *Systema naturæ: per Regna tria naturæ, secundum classes, ordines, genera, species, cum characteribus, differentiis, synonymis, locis* (Vol. 2, No. 2). Beer.
- Griggs G. (2007). Tidepools, formation and rock types. En: Danny M.W. y Gaines S.D. (eds.), *Encyclopedia of tide pools & rocky shores*. University of California Press, Los Angeles. Pp. 705.
- Guerra-García, J. M., De Figueroa, J. T., Navarro-Barranco, C., Ros, M., Sánchez-Moyano, J. E., & Moreira, J. (2014). Dietary analysis of the marine Amphipoda (Crustacea: Peracarida) from the Iberian Peninsula. *Journal of Sea Research*, 85, 508-517.
- Hay, M.E. (1981). The functional morphology of turf-forming seaweeds: persistence in stressful marine habitats. *Ecology*, 62: 739–750.
- Hicks, G. R. F. (1985). Biomass and production estimates for an estuarine meiobenthic copepod, with an instantaneous assessment of exploitation by flatfish predators. *New Zealand journal of ecology*, 8, 125-127.
- Hoagland, K.D., Rosowski, J.R., Gretz, M.R. & Roemer, S.C. (1993) Diatom extracellular polymeric substances: function, fine structure, chemistry, and physiology. *Journal of Phycology*, 29: 537-566.
- Horne, D. J. (2003). Key events in the ecological radiation of the Ostracoda. In Park, L. E. & A. J. Smith (eds), *Bridging the Gap: Trends in the Ostracode Biological and Geological Sciences*. Yale University Reprographics and Imaging Services, New Haven. 181–201.
- Hubas, C., Passarelli, C., Paterson, D.M. (2018). Microphytobenthic Biofilms: Composition and Interactions. In: Beninger, P. (eds) *Mudflat Ecology*. *Aquatic Ecology Series*, vol 7. Springer International Publishing. Pp 63-90.
- Hull, S. L. (1997). Seasonal changes in diversity and abundance of ostracods on four species of intertidal algae with differing structural complexity. *Marine Ecology Progress Series*, 161, 71–82.

- Lande, R. (1996). Statistics and partitioning of species diversity, and similarity among multiple communities. *Oikos*, 5-13.
- Liuzzi, M.G. (2010). Macroalgas bentónicas como sustrato y refugio de invertebrados marinos. [Tesis de Doctor en Biología, Universidad de Buenos Aires]. Buenos Aires, Argentina.
- Lorenzen, H. (1957). Synchrone Zellteilungen von Chlorella bei verschiedenen Licht-Dunkel-Wechseln. *Flora oder Allgemeine Botanische Zeitung*, 144(4), 473-496.
- Majdi, N., Traunspurger, W., Boyer, S., Mialet, B., Tackx, M., Fernandez, R., Gehner, S., TenHage, L., Buffan-Dubau, E. (2011) Response of biofilm-dwelling nematodes to habitat changes in the Garonne River, France: influence of hydrodynamics and microalgal availability. *Hydrobiologia* 673:229–244.
- Mann, K.H. (2009) *Ecology of coastal waters: with implications for management*. John Wiley y Sons. John Wiley & Sons.
- Martín, A., Ortiz, M. & Atienza, D. (2000). Una nueva especie de anfípodo del género *Listriella* (Crustacea, Amphipoda, Liljeborgiidae) de Venezuela. *Boletín del Centro de Investigaciones Biológicas, Universidad del Zulia*, 34(3), 399-409.
- Martinez Arbizu, P. (2020). pairwiseAdonis: Pairwise multilevel comparison using adonis. *R package version 0.4, 1*.
- Matamala, R.D. (2013). *Ecoturismo accesible como alternativa Turístico-Recreativa para personas con discapacidad visual en la localidad de Villa del Mar, Partido de Coronel Rosales*. [Tesis de grado de Licenciatura en Turismo, Universidad Nacional del Sur]. Bahía Blanca, Buenos Aires.
- Menéndez Muntaner, A. (2017). Análisis comparativo de las comunidades epífitas en función del patrón arquitectónico de diferentes algas macrofitas.
- Montagna, PA, Coull, BC, Herring, TL & Dudley, BW (1983). Relación entre la abundancia de meiofauna y su presunto alimento microbiano (diatomeas y bacterias). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 17 (4), 381-394.
- Mouradi Givernaud, A., Hassani, L. A., Givernaud, T., Lemoine, Y. & Benharbet, O. (1999). Biology and agar composition of *Gelidium sesquipedale* harvested along the Atlantic coast of Morocco. *Hydrobiologia*, 398, 391-395.
- Oksanen, J., Kindt, R., Legendre, P., O'Hara, B., Stevens, M. H. H., Oksanen, M. J., & Suggests, M. A. S. S. (2007). The vegan package. *Community ecology package*, 10(631-637), 719.
- Pan, J., Bournod, C.N., Pizani, N.V., Cuadrado, D.G. & Carmona, N.V. (2013) Characterization of Microbial Mats from a Siliciclastic Tidal Flat (Bahía Blanca Estuary, Argentina). *Geomicrobiology Journal* 30: 665-674.

- Piccolo, M. C., & Diez, P. G. (2004). Meteorología del Puerto Coronel Rosales. *Ecosistema del Estuario de Bahía Blanca, UNS, Bahía Blanca*, 87-90.
- Pawlowski, J. (2009). Foraminifera. *Encyclopedia of Microbiology*. 646–662.
- Pell, M.V., Carcedo, M.C., Fernández, C. & Croce, M.E. (2023). Evaluación de algas Gelidiales cespitosas como formadoras de hábitat del estuario de Bahía Blanca. XXXIX *Jornadas Argentinas de Botánica y XIV Simposio Argentino de Ficología*. Catamarca, Argentina.
- Perillo, G.M.E., Piccolo, M.C., Arango, J.M. & Sequeira, M.E. (1987). Hidrografía y circulación del estuario de Bahía Blanca (Argentina) en condiciones de baja descarga. In: *Proceeding of 2do Congreso Latinoamericano de Ciencias del Mar*. 95–104.
- Peters, L., Hillebrand, H. & Traunspurger, W. (2007) Spatial variation of grazer effects on epilithic meiofauna and algae. *J North Am Benthol Soc* 26:78–91.
- Prathep, A., Marrs, R.H. & Norton T.A. (2003). Spatial and temporal variations in sediment accumulation in an algal turf and their impact on associated fauna. *Marine Biology*, 142: 381-390.
- Reise, K. (2002). Sediment mediated species interactions in coastal waters. *J Sea Res.* 48, 127–141.
- Shannon, C.E. & Weaver, W. (1949). *The Mathematical Theory of Communication*. Urbana, University of Illinois Press. 144p.
- Simoni Touzett Cabellos, C. (2021). *Estructura del ensamble de foraminíferos bentónicos y su relación con factores ambientales en el Estrecho de Bransfield (Antártida)*. [Tesis de grado en Ciencias Veterinarias y Biológicas, Universidad Científica del Sur]. Lima, Perú.
- Sin, Y., Ock Ryu, S. & Song, E. (2009). Characteristics of benthic chlorophyll a and sediment properties in the tidal flats of Kwangyang Bay, Korea. *Algae* 24 (3):149–161.
- Smith, J.E., Smith, C.M. & Hunter, C.L. (2001). An experimental analysis of the effects of herbivory and nutrient enrichment on benthic community dynamics on a Hawaiian reef. *Coral Reefs*, 19, 332–342.
- Stal, L. J., & De Brouwer, J. F. C. (2003). Biofilm formation by benthic diatoms and their influence on the stabilization of intertidal mudflats. *Berichte-Forschungszentrum Terramare*, 12(12), 109-11.
- Thunberg, C. P. (1793). Teckning och beskrifning pa en stor Ostronsort ifran Japan. K. Svenska Vetenskapsakademien, Handlinger. (No Title), 14, 140-142.
- Warwick, R. M., & Davies, J. R. (1977). The distribution of sublittoral macrofauna communities in the Bristol Channel in relation to the substrate. *Estuarine and Coastal Marine Science*, 5(2), 267-288.
- Whatley, R. C. & D. R. Wall. (1975). The relationship between Ostracoda and algae in littoral and sublittoral marine environments. *Bulletin of the American Paleontological Society*. 65, 173–203.

Whittaker, R. H. (1975). *Communities and ecosystems*. Macmillan, New York. 162 pp.

Zapperi, G.M. (2015). Estructura y funciones ecológicas de las comunidades bentónicas en planicies de marea de la zona interna del Estuario de Bahía Blanca. [Tesis de Doctor en Biología, Universidad Nacional del Sur. Bahía Blanca, Argentina].