



UNIVERSIDAD DE BUENOS AIRES

Facultad de Ciencias Exactas y Naturales

**Caracterización del macrobentos de intermareales rocosos
urbanos y no urbanos de Tierra del Fuego, Argentina**

Tesis presentada para optar al título de Doctor de la Universidad de Buenos Aires en el
área de Ciencias Biológicas

Lic. María Cecilia Dalton

Directora de tesis: Dra. María Gabriela Palomo

Co-Directora de tesis: Dra. Noela Sánchez Carnero

Consejero de estudios: Dr. David Bilenca

Lugar de trabajo: División Ecología Marina, Museo Argentino de Ciencias Naturales
“Bernardino Rivadavia”

Buenos Aires, 2023

Fecha de defensa: 14 de abril de 2023

RESUMEN

La presente tesis estudia el impacto de las ciudades costeras sobre los organismos bentónicos. Para cumplir este objetivo se estudió la biodiversidad de macroinvertebrados y macroalgas que habitan el intermareal rocoso de Tierra del Fuego, su abundancia y composición en los diferentes niveles del intermareal con la presencia o no de urbanizaciones costeras. Se realizaron muestreos de biodiversidad con sacabocados cilíndrico para estimar la composición del ensamble de macroinvertebrados. La cobertura de macroalgas fue estimada a campo mediante el método de intersección de puntos. Para identificar a las especies se trabajó en colaboración con diferentes especialistas en taxonomía de invertebrados y algas. El ambiente intermareal mostró una elevada diversidad de macroinvertebrados, así como presencia de macroalgas. Se observaron diferencias entre costas y niveles (alto, medio y bajo), así como efectos de la urbanización. Se registró un total de 109 taxones de macroinvertebrados con abundancia decreciente desde el nivel alto hacia el nivel bajo del intermareal. La urbanización aumenta la riqueza de macroinvertebrados en el nivel bajo, posiblemente debido a la eutrofización de las áreas urbanas. También, se identificaron 27 taxones de macroalgas, principalmente

Rhodophytas. Se observó menor cobertura de incrustantes calcáreas en áreas urbanas, de importancia ecológica por su capacidad de fijar carbono y mitigar el efecto del cambio climático. Los resultados de este trabajo muestran que los efectos de la urbanización sobre los ensambles de macroinvertebrados y macroalgas son diferentes y ambos deberían ser considerados al momento de tomar decisiones para asegurar la sustentabilidad de los ambientes intermareales.

Palabras claves: biodiversidad, urbanización, costa rocosa, intermareal, riqueza, cobertura, ensamble bentónico, macroinvertebrados, macroalgas

ABSTRACT

This thesis titled “Characterization of urban and non-urban macrobenthos of rocky intertidals of Tierra del Fuego, Argentina.” studies coastal cities impact on benthic organisms. To accomplish the objective, macroinvertebrates and macroalgae biodiversity on rocky intertidals of Tierra del Fuego, their abundance and composition at different intertidal levels with and without the presence of coastal urbanizations were studied. Biodiversity sampling was done with cylindrical core to estimate the composition of the macroinvertebrate assemblage. The macroalgae coverage was estimated in the field using the method of point intersection. To identify species, work was done in collaboration with different specialists in invertebrate and algae taxonomy. The intertidal environment showed high diversity of macroinvertebrates, and the presence of macroalgae. Differences between coastal and intertidal levels were observed, as well as effects of urbanization. A total of 109 macroinvertebrate taxa were recorded, with decreasing abundance from the higher level to the lower level. Urbanization increases macroinvertebrate richness at lower levels, possibly due to the eutrophication of urban areas. Also, 27 macroalgae taxa were identified, mainly Rhodophyta. Urban areas showed less coverage of calcareous encrusting algae, which are of ecological significance due to their capacity for carbon fixation, and mitigating the effect of climate change. This thesis result shows that urbanization effects on macroinvertebrates and macroalgae assemblages are different, and both must be considered when making decisions to ensure intertidal environments sustainability.

Key words: biodiversity, urbanization, rocky shore, intertidal, richness, coverage, benthic assemblage, macroinvertebrates, macroalgae.

AGRADECIMIENTOS

A la educación pública.

Al sistema de becas del CONICET.

Al sito web Sci-Hub: *knowledge to everyone* y a su creadora Alexandra Elbakyan.

A quienes hacen a la persona que soy.

GRACIAS

*A mis seres queridxs, especialmente a quienes
me acompañaron en esto.*

ÍNDICE

INTRODUCCIÓN GENERAL.....	1
ÁREA DE ESTUDIO GENERAL.....	5
ASPECTOS FISICOS DE LAS COSTAS	8
TRABAJOS PREVIOS REALIZADOS SOBRE LA BIODIVERSIDAD DE TIERRA DEL FUEGO.....	9
PLAYAS ESTUDIADAS	11
METODOLOGÍA GENERAL DEL MUESTREO	15
CAPITULO I. CARACTERIZACIÓN DE MACROINVERTEBRADOS MARINOS DEL INTERMAREAL ROCOSO DE TIERRA DEL FUEGO, ARGENTINA	19
INTRODUCCIÓN	20
METODOLOGÍA	21
ÁREA DE ESTUDIO.....	21
COLECCIÓN DE ESPECIES BENTÓNICAS.....	21
LISTA DE ESPECIES	22
RESULTADOS.....	23
LISTA DE ESPECIES	24
PORIFERA.....	29
CHORDATA: Subphylum UROCHORDATA.....	30
CNIDARIA	31
PLATYHELMINTHES.....	31
NEMERTEA	32
NEMATODA	33
ECHINODERMATA	34
ANNELIDA	37
BRYOZOA.....	47
ARTHROPODA.....	48
MOLLUSCA	51
DISCUSIÓN	61
FIGURAS CAPITULO I.....	65
CAPITULO II. RIQUEZA DE MACROINVERTEBRADOS MARINOS DEL INTERMAREAL ROCOSO DE TIERRA DEL FUEGO, ARGENTINA	81
INTRODUCCIÓN	82
MATERIALES Y MÉTODOS	84
RESULTADOS.....	87

RIQUEZA EN RELACIÓN A LA URBANIZACIÓN.....	87
RIQUEZA EN RELACIÓN A LA PRESENCIA DE LA MATRIZ DE MEJILLONES	96
RIQUEZA EN RELACIÓN A LA PRESENCIA DE PREDADORES	97
DISCUSIÓN	99
ANEXO CAPITULO II	104
CAPITULO III. ESTRUCTURA DEL ENSAMBLE DE MACROINVERTEBRADOS DEL INTERMAREAL ROCOSO DE TIERRA DEL FUEGO, ARGENTINA.	107
INTRODUCCIÓN	108
MATERIALES Y MÉTODOS	109
RESULTADOS	111
DISCUSIÓN	126
ANEXO CAPITULO III	132
CAPITULO IV. CARACTERIZACIÓN DE LA COBERTURA DEL INTERMAREAL ROCOSO URBANO Y NO URBANO DE TIERRA DEL FUEGO, ARGENTINA.	141
INTRODUCCIÓN	142
MATERIALES Y MÉTODOS	143
RESULTADOS	145
DISCUSIÓN	163
CONCLUSIONES GENERALES	167
COMENTARIOS FINALES.....	171
BIBLIOGRAFÍA.....	173

INTRODUCCIÓN GENERAL

“En las amélicas, la riqueza de la diversidad biológica contribuye ampliamente a la calidad de vida ayudando a reducir la pobreza, a la vez que fortalece las economías y los medios de subsistencia. La diversidad biológica, la esencial variedad de formas de vida en la tierra, continúa en declive en todas las regiones del mundo y va reduciendo significativamente la capacidad de la naturaleza de contribuir al bienestar de las personas. Esta alarmante tendencia pone en peligro las economías, los medios de vida, la seguridad alimentaria y la calidad de vida de las personas de todo el mundo (IPBES 2019)”

La población humana es el principal agente de cambio del Antropoceno (Steffen *et al.* 2007) ya que modifica tanto la estructura física como la biológica de los ambientes naturales (He y Silliman 2019, Botkin y Beveridge 1997, McKinney 2002). La población está en aumento y presenta una tendencia a asentarse en áreas costeras (Hammond 1992, Norse 1994, Todd *et al.* 2019); a nivel mundial el 60% de las personas viven en la costa o cerca de esta (Vitousek *et al.* 1997). El asentamiento en las costas resulta estratégico para el desarrollo de la vida humana, principalmente por su contacto con el océano. Sus aguas proveen a la población de recursos, paisajes y la posibilidad de transporte. Pero los focos poblacionales impactan el ambiente generando cambios en el suelo, aire, agua y en las especies que lo habitan (Martins *et al.* 2012). Este impacto se ha incrementado desde la revolución industrial, disminuyendo la potencial fuente de recursos de los ecosistemas (Halpern *et al.* 2008). Por ejemplo, en áreas costeras urbanas la concentración

demográfica es considerada causal de la pérdida de procesos regulatorios o de abastecimiento (también llamados “servicios ecosistémicos”) que el ambiente puede proveer (Lee *et al.* 2015). El continuo y rápido crecimiento de la población humana hace difícil plantear un escenario futuro de sustentabilidad ecológica (balance, equilibrio) es decir, ecosistemas saludables que generen los recursos necesarios para satisfacer las necesidades de la población (Dobkowski y Wallimann 2002).

En particular, la urbanización de las zonas costeras ha aumentado debido al incremento en las actividades que se llevan a cabo en las regiones costeras o marinas, especialmente aquellas relacionadas con el turismo o a la explotación de recursos pesqueros o mineros, lo que lleva, también, a un aumento del impacto antrópico. Entre los hábitats marinos costeros la zona intermareal es la de mayor accesibilidad para la población humana (Nybakken 1993). La urbanización está relacionada con la pérdida de la biodiversidad global y la homogeneización de la biota (Aronson *et al.* 2014), con cambios en la abundancia y distribución de los organismos (Chapman y Underwood 1998, Kelaher *et al.* 2007), el reemplazo de especies locales por no nativas (Orensanz *et al.* 2002, Raffo *et al.* 2009, Boltovskoy *et al.* 2021) e incluso el reemplazo de algunas especies por otras pocas más resistentes, disminuyendo así el número de taxones (riqueza) pero aumentando el número de individuos por especie (abundancia) (Martins *et al.* 2012). Por si fuera poco, el impacto antrópico se expande desde las áreas urbanizadas hasta lugares remotos (Halpern *et al.* 2008, Wernberg *et al.* 2012) y alcanza a individuos, poblaciones y ecosistemas (Lotze *et al.* 2006, Fraschetti *et al.* 2011, Martins *et al.* 2012, Wernberg *et al.* 2012).

Las ciudades costeras generan modificaciones sobre los ecosistemas a través de tres procesos conductores (*drivers*) principales: la explotación de los recursos, que incluye la pesca artesanal e industrial, minería y dragado; la contaminación a través de

residuos domésticos o industriales entre otros y la construcción de estructuras (Todd *et al.* 2019), que reemplazan los ecosistemas naturales por materiales artificiales como concreto y granito (Loke *et al.* 2019). Estos tres componentes principales, así como otros relacionados como la invasión de especies, interactúan entre sí, con trayectorias propias para cada población.

Los ecosistemas marinos son ambientes muy diversos y productivos, tanto a niveles biológicos (Mann 1973) como económicos (Constanza *et al.* 1997). Los procesos biológicos que regulan las condiciones físicas y biológicas de los ambientes llevan a su suceso, modificándose y acomodándose a los cambios ambientales. Esos procesos permiten la degradación de desechos orgánicos, el control de erosión del sustrato, la fijación de nitrógeno y dióxido de carbono, el control biológico de "plagas" y la purificación del agua (Steffen 2007). En el presente, la población humana no solo modifica las condiciones físicas y biológicas de los ambientes, sino que lo hace de formas desconocidas por la mayoría de los organismos en su historia evolutiva (Hoegh-Guldberg *et al.* 2007, Kordas *et al.* 2011).

En el océano uno de los principales impactos antrópicos es la contaminación por residuos de la actividad humana (Thompson 2004, Gall y Thompson 2015). Urbanizaciones más grandes generan mayor cantidad de residuos que, eventualmente llegan a la zona intermareal y al ser arrastrados por la marea se mezclan con las aguas oceánicas. Estos residuos pueden modificar las condiciones físicas y biológicas en las que se desarrollan las especies (Schiel 2004) generando, por ejemplo, migraciones o desplazamiento a otras zonas, así como cambios en las interacciones entre especies (Hoegh-Guldberg *et al.* 2007; Kordas *et al.* 2011) e incluso extinciones locales (Waters *et al.* 2016, IPBES 2019).

Los organismos capaces de vivir en esta franja intermareal están expuestos a cambios periódicos extremos en las condiciones ambientales como son la desecación (Seed 1996), la total inmersión y la fuerza del oleaje (Arribas *et al.* 2014). En los intermareales rocosos las comunidades se regulan también por las condiciones bióticas (Bertness *et al.* 2006; Calcagno *et al.* 2012). Por ejemplo, la facilitación o competencia entre especies determina la distribución espacial y composición del ensamble en el intermareal (Helmuth *et al.* 2006; Hidalgo *et al.* 2007; Silliman *et al.* 2011).

El objetivo principal de esta tesis doctoral es evaluar el impacto de las ciudades costeras sobre los organismos bentónicos, para lo cual se estudió la biodiversidad de macroinvertebrados y macroalgas que habitan el intermareal rocoso de Tierra del Fuego, su abundancia en los diferentes niveles o estratos del intermareal y la relación con la presencia o no de urbanizaciones costeras. Para cumplir este objetivo se desarrollaron los siguientes capítulos.

En el **capítulo I** se identificaron a las especies de macroinvertebrados presentes en el intermareal de Isla Grande de Tierra del Fuego. Con la información obtenida se presentó un catálogo con algunas indicaciones para el reconocimiento de la biodiversidad del área.

En el **capítulo II** se caracterizó la riqueza de macroinvertebrados, entendida como número de taxones totales, en relación a la urbanización, la matriz formada por mitílidos y a la presencia de predadores tope en el intermareal rocoso de Isla Grande de Tierra del Fuego. Para esto se realizaron modelos mixtos lineales generalizados (GLMM) considerando el nivel del intermareal y la costa de estudio como variables explicativas.

En el **capítulo III** se analizaron las variaciones en la composición y abundancia de los ensambles de macroinvertebrados bentónicos en playas urbanas y no urbanas de

Isla Grande de Tierra del Fuego, considerando el nivel del intermareal y la costa de estudio como variables explicativas.

En el **capítulo IV** se identificaron a las especies de macroalgas bentónicas del intermareal rocoso del área de estudio y se analizó su cobertura en playas urbanas y no urbanas considerando el nivel del intermareal y la costa de estudio.

ÁREA DE ESTUDIO GENERAL

La costa marina argentina en sus 7000 km de largo comprende a las Provincias Biogeográficas (P.B.) Argentina y Magallánica, delimitadas por la Península Valdés (42° S-43° S). La P.B. Argentina se extiende desde los 36° S a los 43° S e incluye a las provincias de Buenos Aires, Río Negro y norte de la provincia de Chubut. La P.B. Magallánica se extiende desde los 43° S a los 56° S desde el sur de la Península Valdés en la provincia de Chubut, incluye a la provincia de Santa Cruz, provincia de Tierra del Fuego, Antártida e Islas del Atlántico Sur (*i.e.* Islas Malvinas, Isla de Los Estados, Islas Orcadas, Georgias y Sandwich del Sur) (López Gappa *et al.* 2006, Balech y Ehrlich 2008). En estas costas, los intermareales están compuestos de diferentes sustratos y ensambles de especies. En particular, la mayoría de los estudios sobre intermareales rocosos de la P.B. Argentina se han realizado en la provincia de Buenos Aires (Olivier *et al.* 1966, Penchaszadeh 1973, Elías *et al.* 2009, Bagur *et al.* 2013, 2014, Arribas *et.al.* 2014). Estos intermareales presentan superficies pequeñas (< 1 km²) y su extensión y frecuencia aumentan hacia el Sur (Miloslavich *et al.* 2016). En la P.B. Magallánica los intermareales rocosos forman extensas plataformas (> 1 km²) y en la costa Atlántica por lo general están asociados a acantilados (Bujalesky 2007, Calcagno *et al.* 2012, Curelovich *et al.* 2016a, b).

El área de estudio de este trabajo se localiza en la P.B. Magallánica en la provincia Tierra del Fuego, Antártida e Islas del Atlántico Sur. Esta área fue seleccionada para este trabajo por ser la provincia costera con mayor incremento demográfico en los últimos años (INDEC 2010). En particular, este estudio fue realizado en las costas rocosas de Isla Grande de Tierra del Fuego en su porción Argentina (FIGURA 1) en el ambiente intermareal.

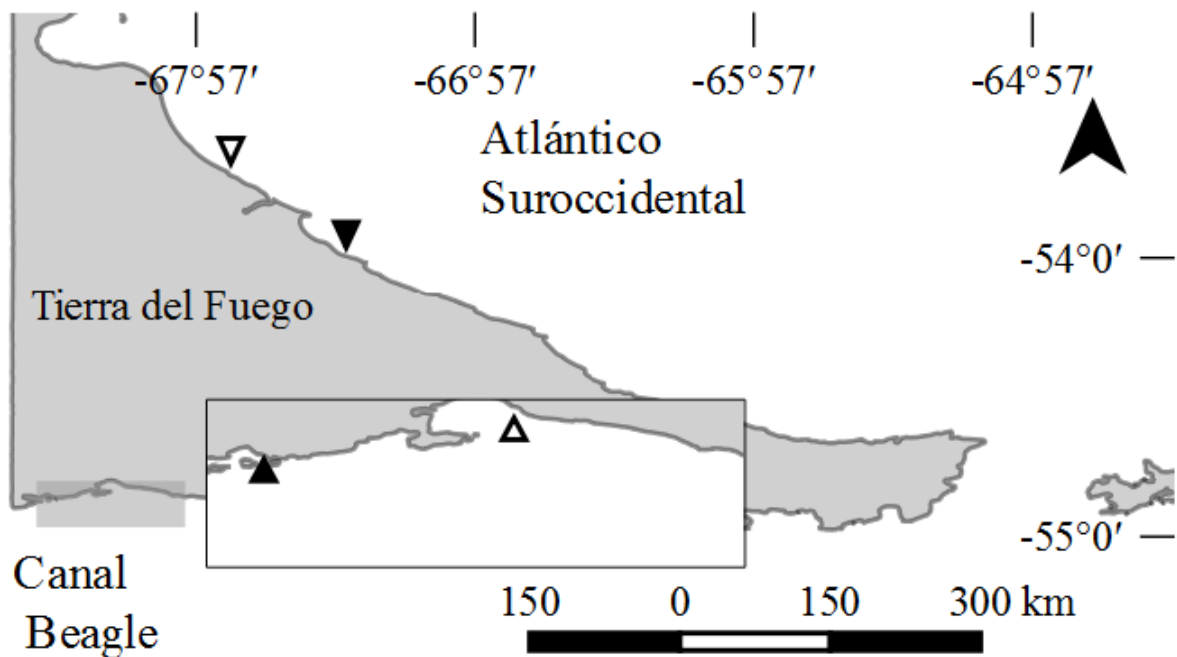


FIGURA 1: Área de estudio en isla grande de Tierra del Fuego, Argentina. Costa Atlántica Suroccidental con playa urbana (▽= Cabo Domingo) y playa no urbana (▼). Ampliación costa Canal Beagle con playa urbana (▲= Playa Larga) y no urbana (▲= playa en Ensenada Zaratiegui).

Sobre las costas de Isla Grande de Tierra del Fuego se ubican sus principales ciudades, Río Grande frente al Océano Atlántico y Ushuaia frente al Canal Beagle. El crecimiento poblacional anual (en %) y la densidad poblacional (en hab/km²) son similares para estas ciudades siendo del 12% y 5,8 hab/km² en Río Grande y del 13% y 6,1 hab/km² en Ushuaia (INDEC 2010). Además, la ciudad de Ushuaia presenta bruscos

aumentos demográficos esporádicos debidos a la incidencia del turismo, principalmente al arribo de cruceros de los que desembarcan miles de personas.

La ciudad de Ushuaia se encuentra en las cercanías del aeropuerto principal de la isla y presenta dos puertos en Bahía Ushuaia. Las principales actividades económicas son turismo, pesca e industria electrónica. Parte de los desechos de la población llegan a la Bahía Ushuaia por escorrentía natural, arrastre por nieve e intercambio con la Bahía Encerrada, la cual recibe una porción de aguas servidas sin tratamiento de la ciudad por un difusor en la costa este de la bahía (Torres *et al.* 2009). La costa de Ushuaia recibe también efluentes domésticos e industriales, escorrentía de aguas pluviales, lixiviación de la basura, vertederos de residuos sólidos e insumos relacionados con el tránsito marítimo (Duarte *et al.* 2011). Trabajos previos detectaron en el área de la ciudad de Ushuaia contaminación por TBT (Bigatti *et al.* 2009), PAHs (Esteves *et al.* 2006), metales (Giarratano *et al.* 2010) y aguas servidas (Amin *et al.* 2011), con consecuencias directas sobre los organismos del ecosistema (*p.e.* feminización de gasterópodos, ver Bigatti 2009).

La ciudad de Río Grande se encuentra en la costa Atlántica en la desembocadura del río con el mismo nombre y presenta un puerto principal localizado en la salida del mismo. Las principales actividades económicas son la industria, el petróleo y la ganadería. No se han publicado trabajos relativos a los efectos de la contaminación asociada a la urbanización en esta costa. Si se conocen demandas de la población local que explicitan que en el área existen efluentes domésticos que vierten sus contenidos en playas de la ciudad de Río grande con insuficiente o sin tratamiento previo (D.P.O.S.S. 2019). En este momento no se conocen estudios o gestiones realizadas que soporten dicha demanda.

ASPECTOS FISICOS DE LAS COSTAS

La porción de la Isla Grande de Tierra del Fuego (TDF) que conecta con el océano Atlántico Sur Occidental (ASO), de aquí en adelante “costa ASO”, presenta mareas de régimen mixto semidiurno con amplitud media de 5,64 m (Servicio Meteorológico Nacional, SMN) y alterna entre playas rocosas y arenosas. En su mayoría pertenece a la *Reserva Costa Atlántica de Tierra del Fuego* la cual es también un sitio RAMSAR. La costa del Canal Beagle (CB), de aquí en adelante “costa CB”, se encuentra en el entorno sismotectónico activo de los Andes fueguinos (dominio de la placa de Escocia) y presenta una costa rocosa y escarpada con playas de grava de bolsillo en los embalses y playas de laja. El CB ocupa un valle glaciario ahogado y conecta los océanos Atlántico y Pacífico en esa latitud. Este canal tiene 180 km de largo por 5 km de ancho con una profundidad media entre los 100 y 450 m (Bujalesky 2007). La costa del canal presenta micromareas de régimen semidiurno de amplitud media de 1,20 m (SMN) y contiene al Parque Nacional Tierra del Fuego.

Ambas ciudades presentan clima oceánico frío (Rabassa *et al.* 2000) y sus costas tienen influencia de la corriente circumpolar Antártica y fuertes vientos del suroeste-sur (Nikula *et al.* 2010). La costa del CB presenta temperaturas que oscilan entre los 7° (julio) y 14°C (enero). Las lluvias (600mm/a) se distribuyen a lo largo del año y comúnmente nieva entre mayo y agosto (23mm/a). La irradiación solar es muy alta en los meses de verano (21 W/cm² en junio vs 344W/cm² diciembre según Díaz Barradas *et al.* 2001). En la costa ASO el clima es similar, pero con mayor predominancia de vientos constantes que rara vez son menores a 20 km/h y con frecuencia alcanzan los 70 km/h (SMN 2021).

En ambas costas se seleccionaron sitios con valores de pendiente, orientación y exposición al oleaje similares a fin de minimizar los efectos de estas fuentes de

variabilidad entre las playas urbanas y no urbanas de cada costa. En el caso de las playas de la costa CB la pendiente de los sitios de muestreo fue de aproximadamente 30° de inclinación, con orientación oeste y baja exposición al oleaje. Y, en el caso de las playas de la costa ASO la pendiente de los sitios de muestreo fue mínima (< 5°) con orientación noreste, frente a mar abierto y expuestas al oleaje.

TRABAJOS PREVIOS REALIZADOS SOBRE LA BIODIVERSIDAD DE TIERRA DEL FUEGO

En P.B. Magallánica se han realizado varios estudios previos de biodiversidad cercanos al área de estudio. En la porción norte de esta P.B. se realizaron estudio en los golfos San Matías, Nuevo y San José (*e.g.* Ringuelet *et al.* 1962, Olivier *et al.* 1966, Otaegui y Zaixso 1974) y en la porción sur en el litoral de Islas de los Estados (Kuhnemann 1976) y también en TDF. En esta última, se encuentran estudios sobre los Briozoos de TDF (López Gappa 1975), la fauna y flora de Ushuaia (Zaixso *et al.* 1978, Mendoza 1999), la pesquería de crustáceos en Canal Beagle (Fenucci *et al.* 1974) y la biota asociada a los bosques de *Macrocystis pyrifera* del Canal Beagle (Adami y Gordillo 1999).

Otros estudios más recientes corresponden al nivel comunidad de los ensamblajes macro-bentónicos submareales e intermareales de TDF. En el caso de las macroalgas, su biodiversidad a lo largo de la costa argentina, se registró una mayor proporción de especies Antárticas y sub Antárticas hacia las latitudes más altas (Liuzzi *et al.* 2011). En el área submareal de la Bahía San Sebastián (53° 20' S, 68° 30' W) se registraron 113 taxones de macroinvertebrados y 2 de macroalgas (López Gappa y Sueiro 2007). Otro estudio realizado al norte de Cabo Domingo (53° 36' S, 67° 58' W) describe el efecto de remover o dañar la matriz de mitílidos, encontrando que cuando es removida requiere

años en recuperarse, la biodiversidad asociada disminuye y el sedimento atrapado desaparece (Calcagno *et al.* 2012). También se estudiaron los factores que rigen el reclutamiento en la matriz de mejillones en una comunidad intermareal rocosa en CB (54 ° 51'S 68 ° 29'W) encontrando que el reclutamiento es mayor con sustrato libre reducido y concluyen que la presencia de organismos sésiles aumenta la densidad de reclutamiento de mejillones (Curelovich *et al.* 2016a). Otro estudio expone que un caracol (*Trophon geversianus*) predador tope del área ejerce una fuerte presión de depredación sobre *Mytilus chilensis* (formador de la matriz) evitando que este monopolice el espacio en el nivel bajo mediante el control de su abundancia (Curelovich *et al.* 2016b).

Otros estudios en las costas de TDF exponen formas de asentamiento diferentes respecto a la formación de la matriz. En el caso de la costa ASO, el mejillón *Mytilus* sp. se establece primero en la roca, principalmente en grietas o concavidades (= *M. chilensis*, Calcagno *et al.* 2012), formando la matriz tridimensional y permitiendo el posterior asentamiento de mejillón *Perumytilus purpuratus* (Calcagno *et al.* 2012). Generando así grandes abundancias de ambas especies, mientras que en otra zona intermareal al norte de la anteriormente descrita en Cabo dos Bahías (Chubut), *P. purpuratus* es quien conforma la matriz, la cual se mantiene gracias al reclutamiento que ocurre en la matriz (Bertness *et al.* 2006). En el caso de la costa CB, ambas especies conforman la matriz. Según Curelovich *et al.* (2016a) los primeros colonizadores de la roca desnuda son algas o cirrípedos los cuales permitirían la posterior adhesión de los mitílidos al proveer un sustrato rugoso, al igual que lo hace la propia matriz de bivalvos. Este proceso es similar al descrito para los intermareales de Mar del Plata en donde el cirrípedio *Balanus glandula* es el primero en colonizar la roca desnuda (Penchaszadeh 1973). Luego de asentarse, estos cirrípedos deberían migrar o expandir su cobertura hacia el nivel alto o bajo ya que es allí donde se los encuentra directamente sobre el sustrato.

PLAYAS ESTUDIADAS

En esta tesis doctoral se estudió la biodiversidad de cuatro playas de TDF, una urbana y otra no urbana en cada costa (ASO y CB). Las playas urbanas fueron determinadas por su cercanía a las principales ciudades (Río Grande y Ushuaia) y su frecuente exposición a actividades humanas (*e.g.* actividad industrial, extracción de recursos naturales, pesca, turismo, actividades recreativas). Las playas no urbanas fueron elegidas por su distancia respecto a la ciudad (> 10 km) y su nula o baja actividad humana en el área. Las playas muestreadas (FIGURA 2) se situaron en Ensenada Zaratiegui ($-54^{\circ} 51$, $-68^{\circ} 28$) dentro del Parque Nacional Tierra del Fuego y Playa Larga ($-54^{\circ} 42$, $-68^{\circ} 13$) dentro de la costa CB y en la costa Atlántica SO se trabajó en la playa situada cerca la antigua Estancia Viamonte ($-53^{\circ} 59$, $-67^{\circ} 23$) y en Cabo Domingo ($-53^{\circ} 41$, $-67^{\circ} 50$), ambas declaradas sitio RAMSAR¹. El aspecto general del intermareal es diferente en las costas estudiadas. El intermareal del CB presenta una franja bien definida de organismo dispuestos en tres niveles sucesivos donde se observan macroalgas laminares y una continua matriz de mejillones en el nivel alto y medio, y algunos organismos y gran cobertura de algas incrustantes en el nivel bajo. Por otro lado, en la costa de ASO es difícil determinar un nivel alto típico, es decir con cobertura de cirrípedos y/o algas, sino que este se presenta reducido a rocas elevadas de superficie plana o redondeada cubiertas por mejillinar. El nivel medio es muy extenso y presenta grandes y pequeños parches de macroalgas laminares e incrustantes y macroinvertebrados mientras que, en el nivel bajo,

¹ **Sitio RAMSAR:** en la costa Atlántica de TDF creada por ley n° 415 del Poder Ejecutivo Provincial el 27 de octubre de 1998. Forma parte del Sistema Provincial de Áreas Naturales Protegidas (S.P.A.N.P.) establecido por la ley provincial n° 272 en 1996 que incluye seis áreas naturales protegidas para la conservación de ecosistemas de la provincia.

es común observar sustrato desnudo, organismo solitarios y algas del tipo turf. A continuación, se detallan las particularidades de todas las playas estudiadas.



FIGURA 2: Imágenes de las playas de estudio en Isla Grande de Tierra del Fuego, Argentina. **A)** Ensenada Zaratiegui (CB-NU); **B)** Playa Larga (CB-UR); **C)** playa frente a Ea. Viamonte (ASO-NU); **D)** Cabo Domingo (ASO-UR). (CB = costa Canal Beagle; ASO = costa Atlántica Suroccidental; UR = playa urbana; UN = playa no urbana)

Playas urbanas

Cabo Domingo es una de las principales playas de uso recreativo de los habitantes de la ciudad de Río Grande, costa ASO (FIGURA 2 D). En ella se realizan paseos, fogatas, avistamientos de aves y pesca con línea y con redes. Esta costa pertenece a la Reserva Costa Atlántica de Tierra del Fuego, pero es propensa a posibles derrames de plataformas marinas de hidrocarburos cercanas. Se caracteriza por estar expuesta al oleaje, por su plataforma intermareal plana y extensa que alcanza los 2 km de largo en marea baja y por sus constantes, fuertes y rápidos vientos preponderantemente del Sur (Bujalesky 2007;

Isla 2008; Servicio de Hidrografía Naval 2017). El infralitoral presenta un acantilado de más de 50 m de altura. El intermareal presenta poca pendiente (< 5%) y en su porción terminal se expone un abrupto declive en el cual, durante las mareas extraordinarias de verano, se descubren cuevas de 0.5 - 1 m de altura con techos cubiertos de ascidias, esponjas y poliquetos (observación personal). En el piso de estas cuevas se observaron anémonas, estrellas y gasterópodos. El nivel alto del intermareal consiste en grandes cantos rodados (“*boulders*”) cubiertos principalmente por *Mytilus* sp., mientras que desde la zona intermareal media a baja (o niveles medio y bajo) se encuentran plataformas de roca y sedimentos consolidados de la formación Río Negro, *i.e.* arenisca de grano fino a medio con estratificación laminar a cruzada y lutitas limosas (Kokot *et al.* 2004), que están cubiertas por biodiversidad de algas (principalmente algas rojas), invertebrados o sedimento desnudo.

Playa Larga se encuentra a aproximadamente 3.5 km al Este de la ciudad de Ushuaia, costa CB (FIGURA 2 B). Es frecuentemente visitada por sus habitantes y turistas que desarrollan distintas actividades recreativas, deportivas y turísticas. Además, la zona del infra litoral es utilizada para el pastoreo de ganado bovino y ovino y es común la presencia de vacas descansando en la playa alta durante el verano.

Este intermareal rocoso se extiende entre 1 y 1,5 m de longitud, está formado por rocas metamórficas y presenta zonas con pendientes de 30-45° y paredes verticales. Los niveles intermareales alto, medio y bajo están bien definidos. La costa recibe vientos predominantemente del SO-O (Ser. Met. Nac. 2021) y salpicaduras que permiten un tupido ensamble de macroinvertebrados y macroalgas en el nivel alto.

Estudios previos de biodiversidad bentónica en esta playa (NAGISA: ARG/02/G31, ARG/10/G47) mencionan macroalgas e invertebrados intermareales, así como la presencia de un bosque de *Macrocystis pyrifera* en la zona submareal. Según

estos estudios existe una gran biodiversidad de macroalgas en el área (en su mayoría algas sin identificar) principalmente asentadas en el nivel medio y bajo del intermareal. Mencionan también que el cirripedio *Notochthamalus scabrosus* y las macroalgas son los más abundantes del intermareal alto, la dominancia de *Mytilus edulis* y *Perumytilus purpuratus* en el nivel medio, y en el nivel bajo una gran cobertura de algas coralinas incrustantes, mitílidos (*M. edulis* y *Aulacomya atra*) de gran tamaño y algunos predadores como el quitón *Plaxiphora aurata* y la estrella *Anasterias antarctica*. También, menciona que *Siphonaria lessoni*, *Siphonaria lateralis*, *Nacella magellanica* y *Throphon geversianus* son las especies móviles más abundantes en los tres niveles del intermareal.

Playas no urbanas

La **playa frente a Estancia Viamonte** (fundada en 1902) se localiza a unos 40 km al sur de la ciudad de Río Grande, costa ASO, y presenta una extensa plataforma erosionada de piedra caliza que en marea baja alcanza aproximadamente 2 km de longitud (FIGURA 2 C). El área es particularmente ventosa y presenta una entrada de agua dulce (Río Fuego) hacia el sur. La misma fue seleccionada como zona no urbana debido a que no es de fácil acceso y se encuentra alejada de la ciudad. Además, está corriente arriba de las aguas que escurren por la urbanización ya que está situada al sur de la ciudad de Río Grande y la corriente litoral corre hacia el norte. La extensión y pendiente del intermareal y la exposición al oleaje son similares a las mencionadas para Cabo Domingo (playa urbana). En la marea de sicigias la zona más baja del intermareal descubre la abrupta caída hacia la zona submareal donde se han observado juveniles de centolla (*Lithodes santolla*) y perforaciones de bivalvos incrustantes.

La playa frente **Ensenada Zaratiegui** se encuentra en un área protegida por el Parque Nacional Tierra del Fuego a unos 15 km al oeste de la ciudad de Ushuaia (FIGURA 2 A). La zona está protegida desde 1960, previo al aumento demográfico de la ciudad de

Ushuaia. La misma fue seleccionada como zona no urbana debido a que no pertenece al sendero turístico que ofrece el parque y los visitantes no tienen fácil acceso. Además, está río arriba de las aguas que escurren por la urbanización ya que la corriente litoral es hacia el este. La extensión y pendiente del intermareal y la exposición al oleaje son similares a las de Playa Larga (playa urbana).

METODOLOGÍA GENERAL DEL MUESTREO

El trabajo de campo se realizó en el intermareal rocoso de TDF en los veranos de 2015, 2016 y 2017 en las cuatro playas de estudio. En cada playa se seleccionaron al azar dos sitios separados entre 100 y 500 metros. En cada uno de estos sitios (FIGURA 3) y para cada nivel del intermareal (alto, medio y bajo) se realizó una transecta paralela a la línea de costa de 10 metros de largo. En cada transecta se tomaron 3 puntos equidistantes (extremos y centro) en los que se caracterizó la cobertura del área (FIGURA 4) y la biodiversidad presente. En total, por cada transecta realizada se obtuvieron 3 estimaciones de cobertura y biodiversidad, que fueron consideradas réplicas asumiendo transectos homogéneos.

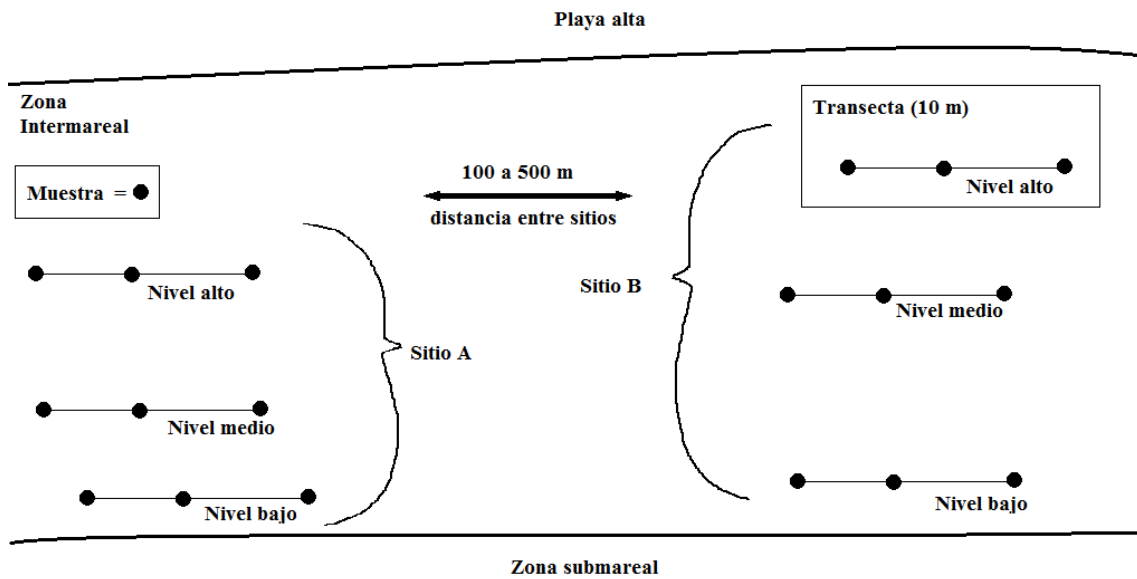


FIGURA 3: Esquema del diseño de muestreo realizado en el intermareal rocoso. Muestra tomada con sacabocados cilíndrico de 10 cm de diámetro.



FIGURA 4: Muestreo de cobertura con cuadrante para realizar el método de intersección de puntos. La bolsa luego es utilizada para transportar la muestra de biodiversidad del sacabocados.

Cobertura: la cobertura fue estimada a campo por el método de conteo de intersección de puntos. Se utilizó un cuadrante de 50 cm de lado con 121 intersecciones (FIGURA 5). Este método consiste en apoyar el cuadrante sobre el intermareal y contabilizar en cuántas intersecciones se encuentra cada taxón. En el caso de las macroalgas laminares la fijación es principalmente por la zona basal por lo que la mayor parte del organismo se mueve con las corrientes o el viento. En estos casos, para estimar la cobertura se consideró el tamaño de la lámina extendida en la posición que se encontraba en el campo.

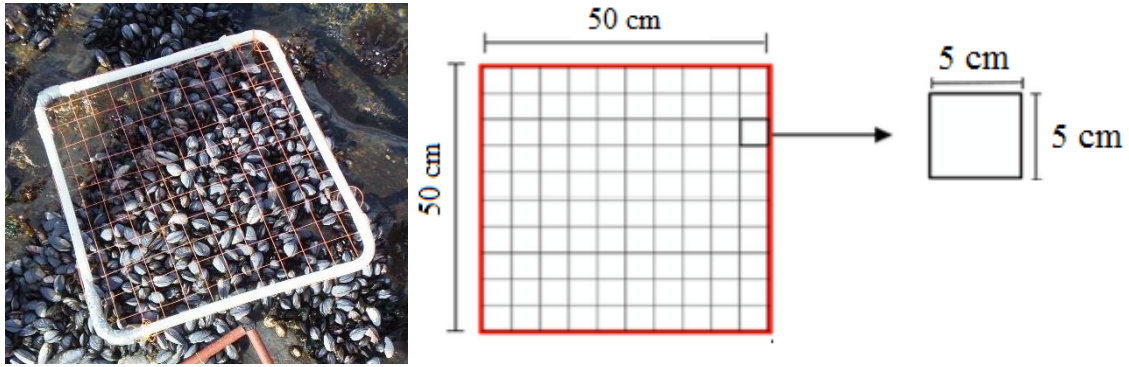


FIGURA 5: Elemento para la obtención de muestras de cobertura: cuadrante para estimar cobertura de 121 intersecciones y esquema de sus dimensiones.

Muestras de biodiversidad: cada replica consistió en una muestra obtenida con sacabocado cilíndrico de 10 cm de diámetro que fueron fijadas en etanol 96% y transportadas al Museo Argentino de Ciencias Naturales “Bernardino Rivadavia”. En el laboratorio se tamizaron con malla de 0.5 mm y la macrofauna retenida fue contabilizada e identificada hasta el menor nivel taxonómico posible bajo lupa (Leica Mz 95) siguiendo criterios taxonómicos de agrupación. En algunos casos donde la identificación no resultó posible se utilizó el concepto de especie morfológica o morfo especie. Este concepto se utilizó cuando los organismos eran distinguibles del resto, pero su taxonomía era incierta, por lo que recibieron nombres comunes acordes a su morfología con el fin de identificarlos. Estos nombres se presentan en este trabajo entre comillas.

CAPITULO I.

CARACTERIZACIÓN DE MACROINVERTEBRADOS MARINOS DEL INTERMAREAL ROCOSO DE TIERRA DEL FUEGO, ARGENTINA.

INTRODUCCIÓN

La primera tarea a realizar en estudios ecológicos es conocer y reconocer las especies que habitan en un determinado lugar, en especial si el foco es la biodiversidad local. En las playas de TDF los estudios previos informan que en el intermareal rocoso se asientan organismos bentónicos en su mayoría algas y pequeños invertebrados que viven adheridos a rocas, pero principalmente se encuentran en la matriz generada por los moluscos *Perumytilus purpuratus* y *Mytilus edulis* (Silliman *et al.* 2011) o *M. chilensis* (Calcagno *et al.* 2012), según la identificación realizada por cada autor. Contar con información previa ambigua, es decir mencionar el mismo organismo bajo diferentes nombres específicos, puede provocar conclusiones erróneas en estudios de poblaciones, comunidades o redes tróficas. Por esto, es importante al momento de determinar las especies de un lugar contar con claves dicotómicas actualizadas, guías de campo y material bibliográfico del área de estudio para la correcta identificación de las especies. Cuando las claves o guías no existen y/o la bibliográfica es deficiente o confusa, es imprescindible recurrir a especialistas en taxonomía de cada taxón y así determinar con el menor error posible la identidad de los ejemplares.

Disponer del conocimiento sobre la biodiversidad del área de estudio, aunque no se trate de una lista exhaustiva, posibilita un mejor entendimiento de la dinámica que ocurre en el área. Por ejemplo, respecto a las interacciones entre las especies, aspectos poblacionales o planes de manejo necesarios para el desarrollo sostenible del área. También, permite dar cuenta del reemplazo de especies, reconocer la presencia de especies exóticas o advertir sobre la extinción local de miembros de la comunidad en relación a lo que ocurre con otras especies. La identificación de las especies junto a la historia natural son tareas prioritarias en la investigación ecológica.

En este capítulo inicial se muestra un compendio de las especies muestreadas e identificadas en los intermareales rocosos de TDF junto con los criterios utilizados para identificarlas, las y los especialistas consultada/os y algunas imágenes orientadoras. Además, se presenta la lista de los taxones junto con la densidad acumulada, la frecuencia en las muestras y la recopilación bibliográfica sobre modos de alimentación y el rango de motilidad.

METODOLOGÍA

La bibliografía general consultada para confeccionar el presente trabajo fue *Principios integrales de Zoología* de Hickman *et al.* 1998; *Zoología de Invertebrados* de Brusca y Brusca, 2005; *Anélidos marinos de México y América tropical* de De León-González *et al.* 2021; *Taxonomic and feeding guild classification for the marine benthic macroinvertebrates of the Strait of Georgia, British Columbia* de Macdonald, Macdonald y Roodselaar, 2010 y las referencias mencionadas en el texto.

ÁREA DE ESTUDIO

Los resultados de este trabajo corresponden a la biodiversidad de macroinvertebrados de las costas rocosas de TDF en las cuatro playas de estudio descritas en **ÁREA DE ESTUDIO GENERAL**.

COLECCIÓN DE ESPECIES BENTÓNICAS

Los organismos coleccionados fueron obtenidos mediante un sacabocados cilíndrico con una superficie aproximada de 78,5 cm² (10 cm de diámetro), su contenido tamizado con malla de 500 µm y fijado en alcohol 96° siguiendo el diseño de muestro detallado en **METODOLOGÍA GENERAL DEL MUESTREO**. La presentación de esta

sección es del tipo “catálogo de especies” y fue confeccionada al final del trabajo de tesis, luego de finalizados todos los muestreos. Este catálogo permite abordar futuros trabajos ecológicos en el área de estudio, aunque no representa una lista exhaustiva de la biodiversidad del intermareal rocoso del área.

Todas las imágenes presentadas resultaron de gran utilidad al momento de identificar la biodiversidad del ambiente intermareal de TDF y corresponden a las y los autores mencionados. Las imágenes son de calidad ilustrativa. Se indica con “en el campo” a las imágenes de animales vivos adquiridas en el intermareal en marea baja con diferentes cámaras fotográficas digitales y en diferentes locaciones, mientras que “bajo lupa” indica que fueron obtenidas con ejemplares fijados y fotografiados bajo lupa (Leica 100) en el laboratorio de Ecosistemas Costeros, Plataforma, Mar Profundo y Malacología en el Museo Argentino de Ciencias Naturales “Bernardino Rivadavia” (MACN-CONICET).

LISTA DE ESPECIES

La lista se presenta en una tabla que reúne la información obtenida en las muestras de biodiversidad (ver METODOLOGÍA GENERAL DEL MUESTREO) y en búsquedas bibliográficas. En el listado de taxones se consideraron también a los observados durante el muestreo de cobertura. Se presenta para cada taxón la densidad acumulada y la frecuencia de ocurrencia en las muestras de biodiversidad en cada una de las playas estudiadas (CB-UR, CB-NU, ASO-UR y ASO-NU). Para esto, se consideró todo lo que se obtuvo con el sacabocados en cada playa. Esto corresponde a un total de 54 muestras provenientes de las 3 réplicas obtenidas en cada uno de los 3 niveles, en 2 sitios aleatorios y en los 3 años de muestreo. La densidad acumulada se presenta sobre la superficie total

muestreada ($54 \times 78.5 \text{ cm}^2$) y la frecuencia como $F = (ni/N) * 100$, siendo ni el total de ejemplares para un taxón y N el total de organismos muestreados en esa playa.

La frecuencia de ocurrencia acumulada para cada modo de alimentación o gremio trófico en el ensamblaje de macroinvertebrados del intermareal rocoso se obtuvo mediante la sumatoria de las frecuencias relativas por playa de cada taxón. En los casos de los taxones que presentaron más de un modo de alimentación posible se adicionó su frecuencia relativa en las dos categorías posibles. Por último, se integra a la lista la información ecológica recopilada sobre la motilidad entendida como el rango de movimiento posible en la superficie del intermareal y el modo de alimentación del taxón.

RESULTADOS

Se encontró un total de 109 taxones de invertebrados marinos pertenecientes a 11 phyla: Porifera, Chordata, Cnidaria, Platyhelminthes, Nemertea, Annelida, Bryozoa, Nematoda, Echinodermata, Mollusca y Arthropoda. En total, se encontraron por lo menos 22 clases y 67 familias (Tabla I.1). Los taxones que no pudieron ser reconocidos con precisión o de los que se carece de imágenes relevantes, como ocurrió con las esponjas (Phylum Porifera), los Monostilifera (Phylum Nemertea), sipuncúlidos (Phylum Annelida), nematodos (Phylum Nematoda) y membraniporas (Phylum Bryozoa) entre otros, fueron agrupados en un único taxón para cada grupo.

Tabla I.1: Número de clases y familias de los phyla de macroinvertebrados marinos en el intermareal rocos de TDF.

<i>Phylum</i>	<i>Clase</i>	<i>Familia</i>
Porifera	1	1
Chordata	1	1
Cnidaria	1	1
Platyhelminthes	1	1
Nemertea	2	2
Annelida	1	18
Bryozoans	1	1
Nematoda	1	1
Echinodermata	3	4
Mollusca	3	21
Arthropoda	7	16
TOTAL	22	67

LISTA DE ESPECIES

En relación a la motilidad de los macroinvertebrados (Tabla I.2, columna M) se observó que la mayoría (59,3%) se desplaza activamente en el intermareal, mientras que el resto es sésil, de desplazamiento reducido o en distancias de hasta 10 cm (31,2%). Sin embargo, de algunos taxones (9,1%) se carece de información suficiente para determinar su motilidad en el intermareal.

Los macroinvertebrados presentaron diferentes formas de alimentación (Tabla I.2 columna A) agrupadas en cuatro gremios tróficos. Sí consideramos la riqueza observada la mayoría se trata de herbívoros o consumidores de depósitos de sedimento (al menos el 45,8% de la riqueza total) (SD). También, se registraron carnívoros, consumidores secundarios o depredadores (18,3% de la riqueza total) (C), filtradores de la columna de agua (12,8% de la riqueza total) (SF) y detritívoros (1,8% de la riqueza total) (D). Además, algunos de los taxones presentan o podrían presentar más de un modo de alimentación (15,6% de la riqueza total) *e.g.* los nemertinos son consumidores secundarios y detritívoros. De algunos de los taxones (5,5% de la riqueza total) se carece

de información suficiente para determinar su modo de alimentación. Sí se considera la frecuencia relativa acumulada de cada gremio trófico por playa (FIGURA I.1) se observa que en su gran mayoría pertenecen al gremio de los filtradores de la columna de agua (SF) y herbívoros o consumidores de depósitos de sedimento (SD). Es notorio el aumento en la frecuencia de herbívoros o consumidores de depósitos de sedimento en la playa urbana de Canal Beagle en relación a la playa no urbana de esa misma costa y también en relación a las playas de la costa Atlántica SO.

Tabla I.2: Densidad acumulada en 0.42 m² muestreados (**D**); Frecuencia de ocurrencia (**F**); Motilidad (**M**): fijo a sustrato o con desplazamiento reducido en distancias menores al milímetro (<mm), desplazamiento en distancias cortas entre el milímetro y hasta 10 centímetros (mm-cm), desplazamiento activo o en distancias mayores a 10 centímetros (>10cm); Modo de alimentación (**A**): filtrador de la columna de agua (SF), detritívoros (D), herbívoros y consumidores de depósitos de sedimento (SD), carnívoro, consumidor secundario o depredador (C). Los espacios vacíos indican que no se cuenta con la información bibliográfica sobre la motilidad o modo de alimentación.

Taxón	Costa ASO				Costa CB				M	A
	Urbana		No Urbana		Urbana		No Urbana			
	D	F	D	F	D	F	D	F		
<i>Bunodactis octoradiata</i>	124	1,64	18	0,84	48	0,69	21	0,19	<mm	C
Membranipora spp.	2		-		1	0,01	-		<mm	SF
Ascidea	1	0,01	-		-		11	0,1	<mm	SF
Esponja	2	0,02	-		-		-		<mm	SF
Nematodo	-		13	0,61	16	0,23	75	0,69	mm-cm	C
Monostilifera	-		1	0,05	17	0,25	6	0,06	mm-cm	
Nemertino sp.1	-		2	0,09	16	0,23	-		mm-cm	C; D
Nemertino sp.2	4	0,05	2	0,09	6	0,09	-		mm-cm	C; D
<i>Lineus</i> sp.	12	0,15	4	0,19	53	0,76	-		>10cm	C
Turbellario sp.1	-		-		108	1,56	106	0,98	>10cm	C
<i>Anasteria minuta</i>	13	0,17	1	0,05	4	0,06	9	0,08	>10cm	C
Asteriidae spp.	25	0,33	1	0,05	-		-		>10cm	C
<i>Pentactella leonina</i>	13	0,17	-		-		-		>10cm	SF
<i>Chiridota pisanii</i>	13	0,17	7	0,33	1	0,01	-		>10cm	SF
<i>Chiridota</i> sp.	4	0,05	-		-		-		>10cm	SF
<i>Ophiactis asperula</i> *	-		observada		-		-		>10cm	D
<i>Glycera</i> sp.	4	0,05	1	0,05	-		1	0,01	mm-cm	C
Glyceridae spp.	13	0,17	1	0,05	-		-		mm-cm	C
<i>Hemipodia</i> sp.	1	0,01	-		-		-		mm-cm	C
<i>Nereis</i> sp.1	22	0,29	6	0,28	3	0,04	19	0,17	>10cm	C
<i>Nereis</i> sp.2	3	0,04	-		-		-		>10cm	C
Nereididae sp.1	26	0,34	20	0,94	39	0,56	7	0,06	>10cm	C
Nereididae sp.2	4	0,05	4	0,19	-		4	0,04	>10cm	C
<i>Neanthes</i> sp.	2	0,03	2	0,09	2	0,03	3	0,03	>10cm	C
<i>Syllis</i> sp.	2	0,03	1	0,05	27	0,39	1	0,01	>10cm	
Trochochaetidae spp.	1	0,01	-		-		-		<mm	
Spionidae sp.	1	0,01	-		7	0,1	6	0,06	mm-cm	SD
<i>Boccardia</i> sp.	-		-		26	0,38	1	0,01	mm-cm	SD
Apistobranchidae spp.	-		-		68	0,98	1	0,01		
Polynoidae sp.1	13	0,17	8	0,38	1	0,01	-		>10cm	C
Polynoidae sp.2	1	0,01	-		-		4	0,04	>10cm	C
Lumbrineridae spp.	3	0,04	3	0,14	-		1	0,01	>10cm	C, SD
Onuphidae spp.	-		1	0,05	-		-		mm-cm	C; SD
Eunicidae spp.	-		20	0,94	-		2	0,02	>10cm	C; SD
<i>Eunice</i> sp.	-		-		1	0,01	-		>10cm	C

(continúa)

Tabla II.2

(continuación)	Costa ASO				Costa CB				M	A
	Urbana		No urbana		Urbana		No urbana			
	D	F	D	F	D	F	D	F		
Terebellidae spp.	4	0,05	6	0,28	13	0,19	6	0,06	<mm	SF; D
<i>Thelepus sp.</i>	2	0,03	7	0,33	121	1,74	20	0,19	<mm	SF; D
Ampharetidae spp.	1	0,01	-		-		-		mm-cm	SD
Cirratulidae spp.	2	0,03	1	0,05	-		-		mm-cm	SD
Sipuncúlidos	1	0,01	1	0,05	-		-		mm-cm	D
Maldanidae spp.	1	0,01	-		2	0,03	-		<mm	SD; SF
Paraonidae spp.	-		1	0,05	6	0,09	1	0,01	mm-cm	C, SD
Capitellidae spp.	-		95	3,05	173	2,5	404	3,74	mm-cm	SD
Sabellidae sp.1	-		1	0,05	3	0,04	1	0,01	<mm	SF, D
Sabellidae sp.2	1	0,01	-		-		-		<mm	SF, D
Polychaeta sp.1	3	0,04	8	0,38	-		5	0,05		
Amphipoda	152	2	150	7,04	73	1,05	121	1,12	>10cm	SD
Cumacea	-		1	0,05	-		-			SD
Oribatide	-		-		-		262	2,43	>10cm	SD
Mesostigmata	-		-		4	0,06	22	0,2	>10cm	SD
Prostigmata	-		-		-		2	0,02	>10cm	C, SD
Chironomidae (larva)	38	0,5	11	0,52	3	0,04	51	0,05		SD
Insecto sp.1	-		1	0,05	-		-		>10 cm	SD
Collembola	-		-		-		5	0,05		C, SD
Pycnogonido	2	0,03	-		-		-		>10cm	C
Ammonotheidae spp.	-		8	0,38	-		3	0,03	>10cm	C
<i>Peltarion spinulosum</i>	-		1	0,14	-		1	0,01	>10cm	SD;SF
Majidae sp.	-		1	0,05	-		-		>10cm	SD, SF
<i>Halicarcinus planatus</i>	6	0,08	3	0,14	2	0,03	2	0,02	>10cm	SD
<i>Edotia sp.</i>	53	0,7	120	5,63	-		119	1,1	>10cm	SD
<i>Serolis sp.</i>	-		4	0,19	-		1	0,01	>10cm	
<i>Exosphaeroma gigas</i>	107	1,41	2	0,09	17	0,25	4	0,04	>10cm	SD
<i>E. lanceolatus</i>	142	1,88	17	0,8	11	0,16	1	0,01	>10cm	SD
<i>E. studeri</i>	7	0,09	9	0,42	-		1	0,01	>10cm	SD
<i>Ischyromene sp.</i>	69	0,91	2	0,09	25	0,36	14	0,13	>10cm	SD
Asellota	7	0,09	-		-		-		>10cm	SD
Ostracodo	32	0,42	-		-		4	0,04	>10 cm	C, SD
<i>Notochthamalus scabrosus</i>	11	0,15	-		564	8,14	259	2,4	<mm	SF
<i>Austromegabalanus psittacus</i>	-		-		21	0,3	20	0,19	<mm	SF
<i>Notobalanus flosculus</i>	1	0,01	2	0,05	87	1,26	7	0,06	<mm	SF
Artropodo (larva)	-		-		-		33	0,31		SD
<i>Tonicia lebruni</i>	3	0,04	-		-		1	0,01	>10cm	SD
<i>T. atrata</i>	-		1	0,05	2	0,03	1	0,01	>10cm	SD

(continúa)

Tabla II.2

(continuación) Taxón	Costa ASO				Costa CB				M	A
	Urbana		No urbana		Urbana		No urbana			
	D	F	D	F	D	F	D	F		
<i>Plaxiphora aurata</i>	21	0,08	5	0,23	6	0,09	4	0,04	>10cm	SD
<i>Hemiarthrum setulosum</i>	-		-		3	0,04	15	0,14	>10cm	SD
<i>Leptochiton</i> sp.	2	0,03	-		-		-		>10cm	SD
<i>Nacella deaurata</i>	34	0,45	27	1,27	3	0,04	20	0,19	>10cm	SD
<i>N. magellanica</i>	28	0,37	2	0,09	1	0,01	-		>10cm	SD
<i>Nacellidae</i> sp.1	1	0,01	-		1	0,04	7	0,06	>10cm	SD
<i>Nacellidae</i> sp.2	-		-		-		8	0,07	>10cm	SD
<i>Scurria ceciliana</i>	-		-		5	0,72			>10cm	SD
<i>Natica limbata</i>	76	1	53	2,49	-		7	0,06	>10cm	SD
<i>Littorina</i> sp.	7	0,09	1	0,05	518	7,48	3250	30,1	>10cm	SD
<i>Trochido</i> sp.2	2	0,03	4	0,09	-		-		>10cm	SD
<i>Margarella violacea</i>	13	0,17	15	0,7	-		3	0,03	>10cm	SD
<i>Photinula coerulescens</i>	2	0,03	1	0,05	-		-		>10cm	SD
<i>Trochido</i> sp.1	11	0,14	2	0,09	-		1	0,01	>10cm	SD
<i>Tegula patagonica</i>	-		observada				observada		>10cm	SD
<i>Siphonaria lateralis</i>	4	0,05	8	0,38	2	0,03	26	0,24	>10cm	SD
<i>S. lessonii</i>	-		3	0,14	12	0,17	13	0,12	>10cm	SD
<i>S. fueguensis</i>	-		11	0,52	1	0,01	9	0,08	>10cm	SD
<i>Onchidella marginata</i>	214	2,83	-	-	32	0,46	3	0,03	>10cm	SD
<i>Pareuthria fuscata</i>	11	0,14	8	0,38	-		1	0,01	>10cm	SD
<i>Pareuthria atrata</i>	1	0,01	4	0,19	-		4	0,04		SD
<i>Glypteuthria meridionalis</i>	-		1	0,05	-		1	0,01	>10cm	SD
<i>Trophon geversianus</i>	3	0,04	5	0,23	-		5	0,05	>10cm	C
<i>Acanthina monodon</i> *	observada				observada		observada			C, SD
<i>Fissurella</i> sp.	1	0,01							>10cm	SD
<i>Nudibranchia</i>	2	0,03	-		-		1	0,01	>10cm	SD
<i>Aulacomya atra</i>	45	0,59	4	0,19	84	1,21	10	0,09	mm-cm	SF
<i>Mytilus</i> sp.	1785	23,5	705	33,1	1690	24,4	951	8,81	mm-cm	SF
<i>Perumytilus purpuratus</i>	1870	24,7	609	28,6	1528	22,1	1384	12,8	mm-cm	SF
<i>Sphenia hatcheri</i>	3	0,04	13	0,61	-		-		<mm	SD
<i>Darina solenoides</i>	-		3	0,14	-		6	0,06		SF
<i>Lasaea</i> sp.1	-		34	1,6	591	8,53	2944	27,3	mm-cm	SD
<i>Lasaea</i> sp.2	-		14	0,66	-		-		mm-cm	SD
<i>Tawera elliptica</i>	-		-		2	0,03	-			SF
Molusco sp.1	-		18	0,84	-		2	0,02		SD
Gusano sp.1	4	0,05	2	0,09			6	0,06		

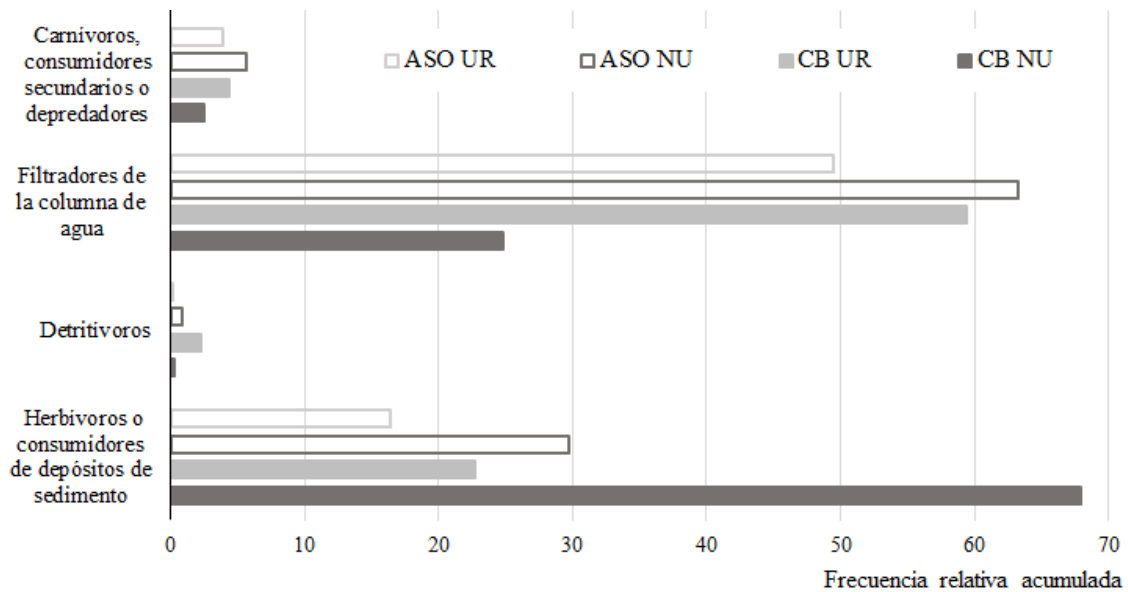


FIGURA I.1: Frecuencia relativa acumulada por gremio trófico del intermareal rocoso en Tierra del Fuego, Argentina (□ = costa Atlántica SO playa urbana; □ = costa Atlántica SO playa no urbana; ■ = costa Canal Beagle playa urbana; ■ = costa Canal Beagle playa no urbana)

A continuación, se presentan los taxones organizados por phylum, clase y familia.

PORIFERA

Los organismos adultos en este grupo son asimétricos o con simetría radial superficial (FIGURA I.3 A). Su estructura corporal presenta en algunos grupos espículas de carbonato de calcio o dióxido de sílice las cuales tienen valor taxonómico. No presentan tejidos verdaderos.

Alimentación: las esponjas marinas son suspensívoras. Poseen un sistema canalicular que consiste en unos poros de diferente tamaño por los que hacen correr el agua y retienen la materia orgánica particulada de cierto tamaño. La digestión es intracelular y la absorción ocurre por fagocitosis y pinocitosis.

CLASE sin identificar

Las esponjas identificadas en las muestras presentaron coloración gris plomiza y estaban en su mayoría fragmentadas. No se cuentan con imágenes de las mismas. Las espículas no fueron suficientes para determinar la clase.

CHORDATA: Subphylum UROCHORDATA

Cuerpo cubierto por una túnica más o menos gruesa formada por un polisacárido semejante a la celulosa; sin tejido óseo; notocorda limitada a la cola y generalmente solo en la etapa larvaria. El tubo digestivo es en forma de U, faringe con numerosas hendiduras branquiales.

Alimentación: las ascidias son filtradoras de la columna de agua. Para alimentarse ingresan agua a su cuerpo y retienen plancton, microalgas y diferentes nutrientes, luego expulsan el agua ingresada junto a los desechos. Algunas pueden atrapar e ingerir pequeños animales como peces y medusas gracias a la presencia de tentáculos.

CLASE Ascidiacea

Las ascidias son tunicado bentónicos, solitarios o coloniales, con sifones inhalante y exhalante dirigidos hacia arriba y alejados del sustrato. Los ejemplares fotografiados no estaban adheridos a sustrato y la mayoría presento coloración naranja (FIGURA I.3 C) y algunos amarilla (FIGURA I.3 B). Se observaron ejemplares de diferentes tamaños, presentando una talla aproximada entre 2 cm y 20 cm de longitud. En este grupo la clase fue el menor nivel taxonómico identificado.

CNIDARIA

CLASE Anthozoa

En esta clase se encuentran organismos sésiles del tipo pólipos solitarios o coloniales. El cuerpo está formado por una zona columnar que aloja a la cavidad gastrovascular y presenta una zona oral apical con tentáculos orales.

Alimentación: las anémonas solitarias encontradas son cazadoras sésiles. Con la ayuda de los tentáculos orales capturan a sus presas, por lo general pequeños invertebrados que dirigen a la boca para ser ingresados a la cavidad gastrovascular para su digestión y asimilación.

En el campo se identificó únicamente a la especie *Bunodactis octoradiata* (Carlgren, 1899) de la familia Actiniidae. El método de fijación utilizado no permitió realizar una posterior identificación del material, debido a la deshidratación y deformación de los tejidos. Las anémonas observadas a campo (FIGURA I.3 D) mostraban una corona de tentáculos de color rojo en la zona oral y una columna con verrugas y material adherido. La especie identificada está ampliamente distribuida en los intermareales de la costa Atlántica en Argentina (Garese *et al.* 2014). El rango aproximado de los radios observados fue 0,5-2,0 cm.

PLATYHELMINTHES

Los organismos reconocidos en este grupo pertenecen a la antigua clase Turbellaria (grupo parafilético). Son aplanados dorso ventralmente por lo que presentan los ojos en la zona cefálica en posición anterior y dorsal (FIGURA I.3 E). Carecen de ano. En posición ventral presentan la apertura de la faringe.

Alimentación: las planarias son principalmente cazadoras carnívoras. Se alimentan de pequeños crustáceos, nematodos, rotíferos e insectos. Una vez localizada la presa se dirigen hacia ella, la enredan en secreciones de mucosa y gracias a su probóscide succionan porciones de alimento hacia el interior del intestino. Algunos comienzan con una digestión extracelular mediante enzimas secretadas por la faringe. Los desechos salen por la faringe.

CLASE sin identificar

Los organismos reconocidos en este grupo fueron agrupados como un único taxón. La pigmentación dorsal era oscura o negra. En algunos ejemplares se observó una línea media de color blanco en la zona dorsal. La coloración en la zona ventral era generalmente blanca, pero a veces se observaba de color negro. No observaron ventosas ni transparencias. En este grupo el phylum fue el menor nivel taxonómico identificado.

NEMERTEA

En este phylum se encuentran animales vermiformes cilíndricos anteriormente y aplanados posteriormente comúnmente conocidos como “gusanos cinta”. Poseen un tubo digestivo completo y por encima de este una la probóscide eversible alojada en una cavidad que los caracteriza. La boca se encuentra en posición anterior y ventral, mientras que el ano es posterior.

Alimentación: los nemertinos son carnívoros y voraces, se alimentan de presas vivas o muertas. Para capturar a las presas extienden su probóscide y las perfora con un

estilete, amarrándose a estas. Luego arrastra a la presa hasta su esófago con el cual la ingiere completamente.

CLASE Hoplonemertea

Los ejemplares encontrados pertenecen al orden Monostilifera. En este grupo el orden fue el menor nivel taxonómico identificado.

CLASE Pilidiophora

Los organismos de esta clase fueron en su mayoría diferenciados siguiendo el concepto de morfo especie. El único género identificado fue *Lineus* Sowerby, 1806 del Orden Heteronemertea (FIGURA I.3 F). Este género se encuentra distribuido en la costa Atlántica Suroccidental con referencias en Uruguay (Borthagaray y Carranza 2007) y Argentina (Liuzzi y Gappa 2008; Elías *et al.* 2015), y también en la costa del Pacífico Sudoriental en Chile (Thiel y Ullrich 2002). Los otros dos taxones en esta clase no fueron identificados y se los nombró como Nemertino sp.1 y Nemertino sp.2. Estos presentaban diferencias en el tegumento, la posición de la boca y la probóscide. El rango aproximado de talla de los ejemplares muestreados y fijados fue de 0,5-3 cm.

NEMATODA

Los nematodos son gusanos redondos (FIGURA I.3 G) muy abundantes en cualquier ambiente, son de importancia económica y sanitaria. Pueden ser parásitos o de vida libre. En este grupo el phylum fue el menor nivel taxonómico identificado.

Alimentación: los nematodos pueden ser detritívoros, carnívoros o alimentarse de células de su hospedador, entre otras formas de alimentación.

ECHINODERMATA

Los organismos del phylum Echinodermata presentan características únicas que los distinguen de los otros grupos. Presentan un sistema acuífero que les permite la locomoción y un endoesqueleto dérmico formado por osículos calcáreos, además de otros rasgos en su desarrollo. Los diferentes taxones fueron identificados al menor nivel taxonómico posible con la colaboración de Dr. Mariano Martínez (Holoturoidea), Dra. Pamela R. Rivadeneira (Asteroidea) y Lic. Juan José Berecoechea (Ophiuroidea).

CLASE Holothuroidea

Los pepinos de mar son organismos de cuerpo blando, alargado en el eje oral-aboral y vermiforme. Presentan la boca en uno de los extremos, rodeada de tentáculos. En el extremo opuesto se encuentra el ano. El cuerpo tiene pies ambulacrales que permiten su fijación y locomoción. El endoesqueleto puede estar reducido a pequeñas estructuras calcificadas denominadas osículos o estar ausente. Se identificaron tres taxones de pepinos de mar, uno de la familia Cucumariidae y dos de la familia Chiridotidae.

Alimentación: capturan las partículas alimenticias en suspensión en el agua con los tentáculos. Algunos pueden tomar las partículas de los alrededores o el fondo. Luego, llevan uno a uno los tentáculos a la faringe y extraen de estos las partículas adheridas.

Familia Cucumariidae

La especie *Pentactella leonina* (Semper, 1867) (FIGURA I.4 A) fue identificada por tener tegumento blanco con 5 bandas de pies ambulacrales observables bajo lupa y osículos en forma de botón. Esta especie es la más abundante en la zona y se distribuye desde el sur de Bahía Blanca hasta TDF. Estos organismos pueden alcanzar hasta 10 cm de longitud, la coloración puede variar entre amarillo, rosa claro o blanco y se los puede encontrar desde el intermareal rocoso hasta los 340 m de profundidad (Hernández 1985).

Tienen 10 tentáculos y el cuerpo presenta cinco áreas anteroposteriores, con podios, en los que estos se encuentran en 1 a 2 filas. Habita en sustrato duro, arena y rizoides de algas pardas. Se cree que se alimenta de plancton o detrito. El color y la alimentación están relacionados con el ambiente en el que habitan, aquellos en sustrato limosos son blancos y de alimentación ilióaga, mientras que los de fondos rocosos o tapizados por algas (Rhodophyta) son rosados y filtradores (Hernández, 1985). Los pepinos que habitan sobre algas de hábito folioso son micrófagos de superficie (Hernández 1985).

Familia Chiridotidae

En esta familia se identificaron dos taxones del género *Chiridota* Eschscholtz, 1829. Algunos ejemplares fueron identificados como *Chiridota pisanii* Ludwig, 1886, y otros como *Chiridota* sp., para estos últimos no se encontraron evidencias para determinar la especie. Los ejemplares de *Chiridota pisanii* (FIGURA I.4 B) presentan un tegumento fino de color marrón rojizo, alcanzan los 13 cm de longitud y 1 cm de diámetro. Además, tienen 12 tentáculos en la zona oral e hileras con acumulación de osículos en los laterales anteriores. A esta especie se la encuentra desde el intermareal hasta los 159 m de profundidad. Habitan en fondos anóxicos de barro o arena y en grampones de *Macrocystis pyrifera*. Esta especie se distingue de los otros taxones encontrados en el intermareal de TDF por la característica de tener podios ausentes.

CLASE Asteroidea

Las estrellas de mar presentan un cuerpo aplanado en el eje oral-aboral, con un disco central del cual se proyectan cinco o más brazos. En cada uno de estos se encuentran dos o más hileras de pies ambulacrales que, dependiendo el tipo de fondo que habitan, pueden tener extremos romos (sustrato blando) o en ventosas (sustrato duro). En este trabajo se identificaron dos taxones de estrellas de mar de la familia Asteroidea.

Alimentación: depredadoras carnívoras, carroñeras y en algunos casos detritívoras. Su variada dieta incluye moluscos, crustáceos, poliquetos y equinodermos, entre otros. Pueden complementar su dieta o alimentarse exclusivamente de plancton y partículas orgánicas. Algunas presentan preferencias por ciertas especies de bivalvos o erizos de mar. Ingieren sus alimentos por la boca y poseen mandíbulas. Tienen dos estómagos y algunas especies pueden evaginar uno de estos para realizar una primera digestión externa. Poseen un par de ciegos gástricos en cada brazo donde se realiza la digestión interna. Pueden carecer de ano.

Familia Asteroiidae

La familia estuvo representada por dos taxones. Uno fue identificado como *Anasterias antarctica* (Lütken, 1857) (FIGURA I.4 C-F) y se encuentra ampliamente distribuida en el Mar Argentino (*A. minuta* según Gil *et al.* 2011) desde el intermareal hasta los 80 metros de profundidad (Bernasconi 1964) también en Islas Malvinas y en la Península Antártica (Bernasconi 1964, Pérez *et al.* 2015). Durante los muestreos en el campo se observaron ejemplares de *A. antarctica* debajo de rocas planas, por lo general junto a puestas de huevos del caracol *Trophon geversianus* (FIGURA I.4 E). Algunos de estos ejemplares se encontraban incubando al momento del muestreo (FIGURA I.4 F). El rango de tallas aproximado de las muestras fijadas fue 0,5-4 cm. El segundo grupo de estrellas no pudo ser identificadas a nivel género y fueron agrupadas como un único taxón nominado Asteroiidae spp.

CLASE Ophiuroidea

Poseen un disco central del cual surgen abruptamente largos brazos articulados. Cada uno de estos consiste en una columna de osículos unidos por músculos y cubiertos de placas. Los pies ambulacrales intervienen en la alimentación, pero su uso en la

locomoción es restringido. Cada uno de los brazos consiste en una columna de osículos articulados entre sí, unidos por músculos y cubiertos de placas. La locomoción depende de estos brazos articulados. En el caso de la boca también presentan una distinción. La misma está cubierta por cinco placas móviles que funcionan de mandíbulas. Los organismos de esta clase presentan tendencia al fototropismo negativo, por lo tanto tienden a ocultarse durante el día y desarrollar sus actividades durante la noche.

Alimentación: filtran partículas en suspensión o recogéndolas del fondo.

Familia Ophiactidae

Ophiactis asperula (Philippi 1858) (FIGURA I.4 G) fue observada únicamente en la costa del Canal Beagle en el intermareal rocoso de Bahía Ensenada Zaratiegui (P.N. Tierra del Fuego). Al momento de escribir este trabajo no se cuenta con más información ecológica de la especie.

ANNELIDA

CLASE Polychaeta

Los organismos del phylum Annelida, clase Polychaeta, fueron en su mayoría determinados a nivel familia, excepto en algunos especímenes que pudieron identificarse a nivel género. Todos los ejemplares de una misma familia o género fueron contabilizados como un único taxón. En total se identificaron 29 taxones de poliquetos con la colaboración de la Lic. Sofía L. Calla. El rango aproximado de longitud total de los poliquetos muestreados y fijados fue 1-4 cm.

Los poliquetos presentan un cuerpo dividido en tres regiones: cabeza, tronco y pigidio. La cabeza contiene al prostomio y peristomio. El prostomio es un lóbulo preoral,

localizado en la región dorsal y que puede llevar estructuras sensoriales (ojos, palpos, antenas, cirros). El peristomio lleva la boca que puede contener faringe y mandíbulas y, en algunas ocasiones cirros tentaculares. Por la forma de fijación utilizada en todas las imágenes bajo lupa presentadas (ver COLECCIÓN DE ESPECIES BENTÓNICAS) la faringe se encuentra evaginada. El tronco está formado por segmentos que contienen podios laterales denominados parapodios. Los segmentos del cuerpo pueden ser todos iguales o bien formar grupos. Algunos poliquetos pueden presentar grupos de segmentos especializados que se diferencian del resto. Los parapodios presentan una zona dorsal y otra ventral y pueden tener branquias, quetas, cirros o élitros. Las quetas presentan diferentes formas y pueden ser simples o compuestas. Este carácter es uno de los principales en la diagnosis de la especie y se observa bajo lupa. El pigidio es el último anillo del cuerpo donde se encuentra el ano y puede presentar cirros anales. En las muestras obtenidas la mayoría de los cirros, antenas y tentáculos estaban desprendidos del ejemplar o ausentes. Es importante mencionar que varios autores consideran a ciertos poliquetos como indicadores de contaminación. En De León Gonzales *et al.* (2021) hacen especial referencia a varias especies de las familias Spionidae, Capitellidae y Cirratulida. Todas estas, se cuentan entre poliquetos oportunistas que muestran una gran capacidad de proliferar en fondos enriquecidos orgánicamente (ver referencias en el trabajo).

Alimentación: este grupo presenta diversos tipos de alimentación incluso dentro de una misma familia. Por lo general los errantes son depredadores y excavadores mientras que los sedentarios son filtradores de partículas en suspensión o detritívoros. Algunas particularidades respecto a la alimentación son mencionadas en el apartado correspondiente a cada grupo.

A continuación, se presentan a las familias Glyceridae Grube, 1850, Nereididae Blainville, 1818, Syllidae Grube, 1850 y Polynoidae Kinberg, 1856 pertenecientes al orden Phyllodocida:

Familia Glyceridae

La familia Glyceridae (FIGURA I.5 A-B) presenta especies discretamente móviles que habitan en galerías conectadas por túneles a través de los cuales cazan la epifauna. Los adultos se desplazan en la columna de agua durante la noche (Dean 1978). Son depredadores (Le Loc'h et al. 2008), la faringe es eversible y cuenta con cuatro mandíbulas conectadas a glándulas productoras de veneno. Se diferencian fácilmente de otras familias por presentar un prostomio cónico y anulado y faringe eversible y armada con cuatro prominentes mandíbulas oscuras situadas en la parte terminal (FIGURA I.4 A).

Esta familia estuvo representada por ejemplares de los géneros *Glycera* Lamarck, 1818 y *Hemipodia* Kinberg, 1865. Los parapodios de las especies del género *Hemipodia* son todos unirrámeos mientras que *Glycera* los presentan birrámeos (excepto por los dos primeros setígeros). También se usó la presencia de branquias que solo se encuentran presentes en algunas especies de *Glycera* (Böggemann 2002) y las setas de ambos géneros que son notoriamente diferentes. Finalmente, los organismos del género *Hemipodia* presentaron cola en punta y cabeza con roseta terminal con forma de "O". La familia estuvo representada por ejemplares de un tercer taxón de género no identificado Glyceridae spp.

Familia Nereididae

Se reconocieron cinco taxones de la familia Nereididae. Estos fueron fácilmente reconocibles por la forma de la cabeza con ojos (2 o 4), palpos, y faringe evaginada con

mandíbulas y paragnatos (*i.e.* dientes de quitina) en ambos anillos de la faringe (FIGURA I.5 C-D). Los organismos de esta familia presentan un prostomio de forma ovalada, trapezoidal o poligonal, con un par de antenas y un par de palpos. En el peristomio puede tener de 3 a 4 pares de cirros. Los parapodios presentan numerosas quetas. En su mayoría son errantes y depredadores. Vive en hábitats protegidos como por ejemplo entre mejillones, algas, grietas o bajo rocas. Dos taxones fueron reconocidos como del género *Nereis* Linnaeus, 1758 *Nereis* sp1 y *Nereis* sp2. y otro del género *Neanthes* Kinberg, 1865 (FIGURA I.5 D). Este último género se diferenció del anterior por tener paragnatos en diferente disposición y en ambos anillos faríngeos. En esta familia también se encontraron dos taxones de género no identificado denominados *Nereididae* spp.1 y *Nereididae* spp.2.

Familia Syllidae

Se reconocieron ejemplares del género *Syllis* Lamarck, 1818 (FIGURA I.5 E). Estos son organismos pequeños que alcanzan los 90 mm. La parte anterior del cuerpo tiene forma subcilíndrica y la parte media-posterior y posterior es aplanada dorsoventralmente. Casi todos los segmentos del cuerpo presentan cirros dorsales lisos o multiarticulados, a veces tan largos como el cuerpo. Estos fueron de gran utilidad para reconocer a este género. La cabeza también presenta cirros, cuatro ojos y un único diente en la faringe. También presentan branquias. Es interesante reconocer que estos organismos se reproducen por esquizogamia (*i.e.* modifican la parte posterior de cuerpo, para después desprenderse de esa porción y formar un individuo reproductor independiente). Los ejemplares de *Syllis* sp. fueron frecuentes y abundantes en el intermareal rocoso de Playa Larga en Canal Beagle.

Familia Polynoidae

Esta familia se reconoce por presentar dos hileras de élitros (estructuras parecidas a escamas) a lo largo del dorso, un par en cada segmento (FIGURA I.5 F). A diferencia de las otras familias de escamosos, los polinoidos se distinguen por presentar neuroquetas simples (quetas ventrales del parapodo); prostomio bilobulado y élitros alternados con cirros dorsales que se mantienen presentes hacia la región posterior del cuerpo. La familia estuvo representada por dos taxones con élitros de diferente forma, Polynoidae spp.1 y Polynoidae spp.2.

A continuación, se presentan a las familias Trochochaetidae Pettibone, 1963; Spionidae Grube, 1850 y Apistobranchidae Mesnil y Caullery, 1898 del orden Spionida:

Familia Trochochaetidae

Los ejemplares de la familia Trochochaetidae fueron agrupados en un único taxón denominado Trochochaetidae spp. Estos animales son pequeños, miden entre 3 y 90 mm de longitud (Gilbert 1984), presentan hábito sedentario y viven en tubos que forman con partículas de sedimento fino (Pettibone 1976, Mercado-Santiago *et al.* 2021). Fueron reconocidos tanto por su morfología como por los tubos. Su cuerpo es largo, delgado y cilíndrico o subcilíndrico (aplanado en la región anterior) y puede presentar hasta 200 parapodios (Pettibone 1976). El cuerpo es también frágil y es raro encontrar especímenes completos (Mercado-Santiago *et al.* 2021). Contiene al menos dos grupos bien distintos de parapodios con algunos segmentos transicionales.

Familia Spionidae

Los organismos de la familia Spionidae presentan cuerpos alargados, entre 1 mm a 5 cm, y son delgados. Los segmentos, exceptuando los primeros 4-5 segmentos, suelen ser iguales a lo largo del tronco (Delgado-Blas 2021). Esta familia presenta una estructura

característica de consistencia compacta y dura, denominada proventrículo, que forma parte del aparato digestivo y se encuentra localizado en la parte anterior, justo por detrás de la faringe (Mercado-Santiago *et al.* 2021). Algunas especies de esta familia son indicadores de contaminación por exceso de materia orgánica. Entre los espiónidos se reconocieron ejemplares de género *Boccardia* Carazzi, 1893. Además, se encontraron ejemplares de un segundo taxón Spionidae spp. (FIGURA I.5 G). Este posee numerosas branquias, cirros en los parapodios y al menos cuatro órganos sensoriales denominados ojos que lucen como manchitas negras en el postomio. Los palpos peristomiales son largos y se presentan enrollados. Los ejemplares fijados en suelen perder estos palpos y por esto no se los observan en la imagen. El género *Boccardia* fue posible reconocerse por presentar en el quinto podio quetas modificadas (quinto setífero).

Familia Apistobranchidae

Los organismos de la familia Apistobranchidae fueron agrupados en un único taxón denominado Apistobranchidae spp. Pudieron ser reconocidos por presentar un prostomio no aplanado, más estrecho que el cuerpo y sin apéndices (antenas o cirros). Poseen, al igual que la familia Spionidae, palpos tentaculares que salen de la región posterior dorsal del prostomio. En este caso los palpos son muy largos y permiten diferenciarlos de los antes mencionados espiónidos por su forma “tipo antílope”.

A continuación se presentan a las familias Lumbrineridae Schmarda, 1861; Onuphidae Kinberg, 1865 y Eunicidae Berthold, 1827 del orden Eunicida:

Familia Lumbrineridae

Usualmente son gusanos de vida libre, aunque pueden formar tubos temporales muy frágiles de sedimento y moco. Son excavadores en fango y arena, aunque algunas especies prefieren los substratos duros como rocas coralinas o vivir asociados a otros

invertebrados tales como esponjas, erizos, briozoos (Ayyagari y Kondamudi 2014). Su alimentación parecería ser del tipo carnívora, aunque algunos los presentan como del tipo omnívora (Jumar *et al.* 2015).

Los organismos de la familia Lumbrineridae fueron reconocidos por la forma de su prostomio (FIGURA I.5 H), la cual puede variar de redonda a cónica y por lo general no presenta apéndices. Los organismos fueron agrupados en un único taxón denominado Lumbrineridae spp.

Familia Eunicidae

Los ejemplares de la familia Eunicidae (FIGURA I.5 I) son muy diversos en formas y tamaños. Por sus hábitos alimenticios han sido considerados como carnívoros de otros invertebrados; herbívoros de macroalgas y angiospermas, carroñeros o incluso sedimentívoros (Fauchald y Jumars 1979, Jumar *et al.* 2015). Los ejemplares en las muestras fueron reconocidos por la presencia de numerosas branquias laterales. Se distinguieron dos taxones, uno del género *Eunice* y otro, de un género sin identificar denominado como Eunicidae spp.

Familia Onuphidae

Esta familia presenta organismos de talla variable, desde unos cuantos centímetros hasta los 3 m de longitud, tienen una distribución mundial desde la zona intermareal hasta la abisal y se pueden encontrar en diversos tipos de substratos (Paxton 1986). La mayoría de las especies son tubícolas. Debido a que los tubos pueden presentarse en densas agregaciones, su papel ecológico es muy importante en la estructuración de las comunidades bénticas propiciando un incremento en la riqueza de especies y diversidad, así como en la estabilización del sedimento (Bailey-Brock 1984; Ban y Nelson 1987). Por sus hábitos alimenticios son considerados como carnívoros, herbívoros o carroñeros,

pudiendo consumir desde detritus hasta macrofauna (Fauchald y Jumars 1979). Existe en las especies tubícolas una preferencia por la herbivoría, mientras que las especies de vida libre tienden a ser carnívoras o carroñeras (Jumars *et al.* 2015). Los organismos fueron agrupados en un único taxón denominado Onuphidae spp.

A continuación, se presentan a las familias Terebellidae H. Adams & A. Adams, 1854; Ampharetidae Malmgren, 1866 y Cirratulidae Ryckholt, 1851 del orden Terebellida:

Familia Terebellidae

Los organismos de esta familia son de hábitos sedentarios, en su mayoría viven en tubos que construyen con materiales que encuentran en sus cercanías. Presentan el cuerpo dividido en dos grupos de segmentos. El primer grupo de segmentos presenta cirros y branquias y el otro solo algunas quetas. La cabeza presenta gran cantidad de tentáculos alimentarios con los que obtienen partículas del agua o del suelo para su alimentación. Estos, cuando son fijados, muestran una coloración blanca y arena. Se distinguieron dos taxones, uno del género *Thelepus* (FIGURA I.6 A) y otro de un género sin identificar denominado como Terebellidae spp.

Familia Ampharetidae

Los ejemplares de esta familia también viven en tubos frágiles que por lo general están dispuestos de forma horizontal sobre el sustrato. Son consumidores de depósito de superficie y presentan talla pequeña de hasta 60-70 mm de longitud. Fueron reconocidos por los tubos blandos con sedimento adherido de forma característica. Además, por la presencia y número de palpos en el prostomio y la presencia y forma de branquias bien desarrolladas en el cuerpo. Los organismos de esta familia fueron agrupados en un único taxón denominado Ampharetidae spp

Familia Cirratulidae

Los organismos de esta familia (FIGURA I.6 D) ocupan diversos hábitats, desde zonas intermareales hasta profundidades abisales, la mayoría habita en el sedimento, bajo rocas y conchas, asociadas a bancos de moluscos bivalvos, algas, etc. Algunas especies de esta familia son indicadores de contaminación por exceso de materia orgánica, en particular existen varios registros en la zona de Mar del Plata (P.B. Argentina). Estos también fueron agrupados en un único taxón denominado Cirratulidae spp.

El orden Sabellida se identificó a la familia Sabellidae Latreille, 1825:

Familia Sabellidae

Estos organismos (FIGURA I.6 D) son conocidos como gusanos plumero por presentar en región anterior una corona branquial que asemeja a dicho elemento. Los organismos de las muestras fijadas presentaron un “tapón” característico en la zona anterior. Esta estructura se forma posiblemente por la deshidratación de los tejidos en alcohol. Gracias a estas, fueron reconocidos dos taxones denominados Sabellidae sp1 y Sabellidae sp2.

El antiguo phylum Sipuncula fue recientemente incluido en el phylum Annelida (Saiz Salinas 2018). La clasificación está en discusión y actualmente se reconocen únicamente seis familias sin ninguna clasificación superior, es decir sin la jerarquía de clase (Schultze *et al.* 2019).

Familia sin identificar de sipuncúlidos

Estos organismos presentan un cuerpo casi cilíndrico, sin segmentación. El cuerpo puede dividirse en el introvertido retráctil y un tronco más grueso (FIGURA I.6 E). Se los conoce como “gusano cacahuete” por la forma del cuerpo. La boca se encuentra en el

extremo anterior del introvertido que presenta tentáculos alimenticios. El tubo digestivo es completo y con forma de U. El ano queda en posición anterior y dorsal.

Alimentación: los sipunculidos son detritívoros en su mayoría.

A continuación, se presentan a las familias Maldanidae, Paraonidae y Capitellidae las cuales carecen de pertenencia a un orden como categoría de clasificación taxonómica superior:

Familia Maldanidae

Los organismos de la familia Maldanidae Malmgren, 1867 (FIGURA I.6 F) son comúnmente llamados gusanos bambú, y viven en tubos que construyen usando partículas del sedimento y una matriz proteínica de rigidez variable (Shcherbakova *et al.* 2017). Estos, fueron reconocidos por tener segmentos notoriamente más largos y de aspecto similar entre sí a diferencia del resto de los poliquetos de las muestras.

Familia Paraonidae

Los organismos de la familia Paraonidae Cerruti, 1909 (FIGURA I.6 G) son exclusivamente marinos, de tamaño pequeño que rara vez exceden de 40 mm de longitud. Son especies exclusivamente excavadoras, y pueden encontrarse en todos los océanos del globo y en cualquier tipo de fondos blandos, desde la zona intermareal, con reportes de hasta 6,000 metros de profundidad (Aguirrezabalaga 2012). En estos organismos, la faringe tiene forma de saco y rara vez se evidencia cuando los ejemplares están fijados. Este taxón fue reconocido por la forma del cuerpo que presenta una región anterior cefálica con un peristomio poco o nada notorio, una región torácica integrada por una región prebranquial compuesta por tres a siete segmentos y una región branquial con un variado número de segmentos, una región abdominal que va adelgazándose hacia la región posterior y un pigidio que porta un número variable de cirros anales.

Familia Capitellidae

Los ejemplares de la familia Capitellidae Grube 1862 (FIGURA I.6 B y H) carecen de apéndices en el prostomio y los segmentos del cuerpo son todos iguales con muy pocas quetas observables. Su cuerpo es casi cilíndrico y el rango de talla aproximado en las muestras fijadas fue 1-2,5 cm. Se los encontró asociados principalmente al alga *Coralina officinales* y en muestras con sedimento arcilloso anóxico. Algunas especies de esta familia son indicadores de contaminación por exceso de materia orgánica.

BRYOZOA

Se trata de animales coloniales que habitan aguas poco profundas. Cada individuo tiene forma de pólipo (polipidio) y vive dentro de un exoesqueleto tipo cámara (cistidio) que es secretada por el animal. El polipidio presenta un lofóforo (*i.e.* aparato ciliado que rodea la boca), tubo digestivo en forma de U y estructuras nerviosas y musculares. El ano está situado cerca de la boca y fuera del lofóforo.

Alimentación: capturan partículas gracias al lofóforo que dirigen por succión al interior del tubo digestivo. La digestión es intra y extracelular dependiendo del compuesto orgánico.

CLASE Cheilostomatida

Los ejemplares encontrados pertenecen al suborden Membranipora (FIGURA I.7 A).

ARTHROPODA

Este grupo es el más diverso del Reino Animal. Se caracterizan por tener un exoesqueleto que contiene quitina. Su cuerpo presenta un modelo del tipo serie lineal con metámeros. Estos metámeros son variables entre grupos, pudiendo estar fusionados o combinados, y cada uno presenta un par de apéndices articulados. Por lo general los artrópodos son animales activos, aunque en el ambiente marino encontramos a los cirrípedos (o dientes de perro) los cuales presentan un cuerpo con modificaciones respecto al modelo mencionado y estilo de vida sésil en su etapa adulta.

La identificación de los artrópodos contó con la colaboración de dos especialistas. Todos los isópodos fueron identificados con la colaboración de Dra. Brenda Doti y claves de identificación de su autoría. Los organismos de la subclase Cirripedia fueron identificados a nivel de especie con la colaboración de Dr. Daniel Roccatagliata y la clave de identificación compuesta por Spivak y Schwindt (2014).

Alimentación: la mayoría de los artrópodos son herbívoros, otros son carnívoros, omnívoros o simbiontes. Los crustáceos pueden ser filtradores de partículas en suspensión alimentándose de plancton, detritos y bacterias, también depredadores o carroñeros.

CLASE Ostracoda

Los ostrácodos presentan un buen ejemplo de metámeros fusionados (FIGURA I.7 B). Su cuerpo se encuentra dentro de un caparazón con dos valvas. Por eso es fácil confundirlo con un pequeño bivalvo. La locomoción y alimentación es mediante los apéndices cefálicos. Los ejemplares de esta clase fueron agrupados en un único taxón denominado con igual nombre que la clase. Esto se debe a la falta de guías de identificación del grupo en la región y la complejidad de su taxonomía.

Alimentación: pueden alimentarse de partículas de plantas, carroña o ser depredadores.

CLASE Malacostraca

Los ejemplares del orden Amphipoda Latreille, 1816 fueron contabilizados como un único taxón por la falta de guías de identificación del grupo en la región y la complejidad de su taxonomía (FIGURA I.7 C). Esto mismo sucedió con los organismos del orden Cumacea Krøyer 1846.

En el orden Decapoda se reconocieron tres taxones. *Halicarcinus planatus* (J.C. Fabricius, 1775) (FIGURA I.7 D y F) es un cangrejo de pequeño tamaño con caparazón aplanado de coloración marrón a marrón claro o grisáceo, a veces con zonas rojizas. Este caparazón es blando, ovalado, plano o deprimido, con bordes diferenciados. El rango aproximado de talla observado fue 0,5-1,3 cm y fue frecuente en las muestras. *Peltarion spinulosum* (White, 1843) (FIGURA I.7 E) es otro cangrejo y presenta en la superficie dorsal de su caparazón una coloración rojiza con puntos blancos. Posee una coloración blanca en la superficie ventral. Los márgenes anterior y lateral del caparazón son dentados y la parte frontal tridentada. Los quelipodos son iguales. Este cangrejo es de mayor tamaño que *H. planatus* pudiendo alcanzar los 55 cm en su lado más largo. También, se reconocieron ejemplares de la familia Majidae Samouelle, 1819 reconocible por su caparazón de “rostro largo” *i.e.* presenta la parte frontal bidentada extensa. Los bordes del caparazón son notoriamente dentados. Estos dos últimos taxones de cangrejos fueron poco frecuentes en las muestras del intermareal rocoso.

En el orden Isopoda se reconocieron siete taxones de tres subórdenes diferentes, Asellota, Valvifera y Sphaeromatidea. Del suborden Asellota se registraron ejemplares de un único taxón. En el suborden Valvifera se identificó al género *Edotia* Guérin-

Méneville, 1843 de la familia Idoteidae (FIGURA I.7 G). Y, del suborden Sphaeromatidea se registraron dos familias. La familia Serolidae presentó ejemplares del género *Serolis* Leach, 1818 y la familia Sphaeromatidae los géneros *Exosphaeroma* Stebbing, 1900 (FIGURA I.7 H) e *Ischyromene* Racovitza, 1908. El género *Exosphaeroma* presentó tres especies: *E. gigas* (Leach, 1818), *E. lanceolatum* (White, 1843) y *E. studeri* Vanhöffen, 1914.

CLASE Pycnogonida

En esta clase se reconocieron dos taxones, uno de la familia Ammotheidae Dohrn, 1881 (FIGURA I.7 I) y otro de cuerpo más robusto denominado como Pycnogonido sp.

CLASE Collembola

Los ejemplares de esta clase fueron agrupados en un único taxón.

CLASE Arachnida

Esta clase presentó tres taxones de ácaros de los órdenes Mesostigmata y Prostigmata, y del suborden Oribatida.

SUBCLASE Cirripedia

Alimentación: todos los cirrípedos son filtradores de partículas en suspensión.

Dentro de esta subclase se identificaron tres especies de dos familias diferentes. *Notochthamalus scabrosus* (Darwin, 1854) de la familia Chthamalidae (FIGURA I.7 J), y *Austromegabalanus psittacus* (Molina, 1788) y *Notobalanus flosculus* (Darwin, 1854) (FIGURA I.7 K) ambos de la familia Balanidae. *N. scabrosus* fue el cirrípedio más común de los intermareales rocosos de TDF. Se distingue del resto por la forma del escudo. Se lo encontró tanto sobre sustrato rocoso como sobre valvas y exoesqueletos de otros invertebrados. Es interesante mencionar que *A. psittacus* o “picoroco” como se lo llama

en Chile, no presentó la forma cilíndrica típica de la especie. Estos ejemplares eran de pequeño tamaño y fueron poco frecuentes. Aun así, fue posible reconocerlo por la forma del tergum. Este tiene el extremo superior prominente, grueso y de coloración violeta.

CLASE Insecta

En esta clase se reconocieron dos taxones de insectos. Uno fue diferenciado siguiendo el concepto de especie morfológica (FIGURA I.7 L) y se lo denominó “Insecto sp.1”. El segundo taxón fue un estadio larval de la familia Chironomidae del orden Diptera y se lo denominó “Artrópodo (Larva)”. Estas larvas son comúnmente encontradas en los intermareales rocosos de Mar del Plata.

MOLLUSCA

Los moluscos son organismos de cuerpo blando, protegidos generalmente por una especie de coraza calcárea llamada concha (Gay 1852), esta puede estar reducida o ser inexistente. Representan uno de los grupos de mayor biodiversidad en las muestras de intermareal rocoso en TDF. Se encontraron 37 taxones clasificados en 27 familias y 3 clases.

La identificación de los moluscos contó con la colaboración de dos especialistas. Los organismos de las clases Bivalvia y Gastropoda fueron identificados con la colaboración de Dr. Guido Pastorino y los de la clase Polyplacophora con la colaboración del Dr. Diego Urteaga. Los organismos del phyla fueron agrupados con el objetivo de facilitar al lector el reconocimiento de los especímenes, para esto se siguieron criterios evolutivos y morfológicos.

Alimentación: los moluscos encontrados son en su mayoría herbívoros, detritívoros o filtradores suspensívoros. La mayoría posee rádula, una estructura “tipo lija” que utilizan para ramonear el sustrato en búsqueda de partículas orgánicas, también para alimentarse de algas y en los casos de dietas carnívoras para alimentarse de otros organismos.

CLASE Polyplacophora

Organismos de cuerpo achatado, oval y alargado. Presentan ocho valvas articuladas cubriendo dorsalmente todo el cuerpo. En la parte ventral se encuentra la boca, la cavidad paleal, un gran pie musculoso y el ano. En su mayoría presentan fototaxismo negativo por lo que, en el intermareal, viven de forma críptica debajo de sustratos duros como piedras o grietas. Poseen un radio de acción limitado durante sus actividades de alimentación. Por lo general, su dieta consiste en diatomeas, detritos y algas verdes del tipo ulvoides carnosas e incrustantes calcáreas y no calcáreas. Son omnívoros en su mayoría.

En los muestreos se encontraron ejemplares pertenecientes a dos órdenes de la clase: Chitonida (Chitonidae, Mopaliidae y Hemiarthridae) y Lepidopleurida (Leptochitonidae).

Familia Chitonidae

Esta familia estuvo representada por las especies *Tonicia lebruni* (Rochebrune, 1884) y *T. atrata* (G. B. Sowerby II, 1840) (FIGURA I.7 A). El género se caracteriza por tener ojos extra pigmentarios en las valvas y un manto liso. Ambas especies se encuentran en el intermareal bajo y presentan gran variabilidad cromática. *T. lebruni* puede alcanzar 48 mm, se distribuye por el Pacífico SE, Estrecho de Magallanes, Atlántico SO e Islas Malvinas, esta especie incuba huevos en la cavidad paleal. Por su parte, *T. atrata* es de

mayor tamaño pudiendo alcanzar los 85 mm de largo. Se la encuentra en las Islas Sub Antárticas, incluyendo TDF. Distinguir las en el campo es complejo, pero se logra con relativa facilidad bajo la lupa ya que permite observar la cantidad de ojos extra pigmentarios y la ornamentación de sus placas. *T. lebruni* tiene solo 1 o 2 líneas de ojos extra pigmentarios y presenta pústulas sobre la línea diagonal de sus valvas intermedias, mientras que *T. atrata* tiene 3 o más líneas y carece de pústulas. Otro rasgo que ayuda a diferenciarlas es que a veces *T. atrata* presenta una banda de coloración más clara en la zona jugal de sus valvas.

Familia Mopaliidae

Esta familia estuvo representada por la especie *Plaxiphora aurata* (Spalowsky, 1795) (FIGURA I.8 B y C). La especie se distingue de otros quitones por tener la placa anal mucho más pequeña que el resto de sus placas, el pie y cinturón de color naranja (en vivo) y por la presencia de cetos en la porción dorsal del cinturón. Estas pueden estar ausentes a causa de la erosión, pero aun así se las distingue por las cicatrices que dejan.

Familia Hemiarthridae

Esta familia presentó a la especie *Hemiarthrum setulosum* Carpenter [en Dall] 1876. Este quitón es notablemente más pequeño que los otros encontrados en las muestras, la especie alcanza 15 mm de largo. Se registraron eventos de incubación de huevos, larvas y juveniles en su cavidad paleal. En este trabajo no se la observó viva en el intermareal, siendo sólo registrada en las muestras del sacabocados al tamizarlas. La coloración del manto va del marrón o castaño hasta negro. Una vez fijado el manto se ve de color naranja y las valvas de color rojo. Se la encuentra en sustratos duros incluyendo rizoides de *Macrocystis* y parches de mejillón. Habita desde el intermareal hasta los 380

m. Además de por su tamaño la especie se distingue de los otros quitones por tener cirros en ramillete en las regiones suturales del cinturón (FIGURA I.8 D).

Familia Leptochitonidae

Esta familia estuvo representada por un taxón del género *Leptochiton* Gray, 1847 (FIGURA I.8 E). Los ejemplares encontrados fueron reconocidos por ser de tamaño pequeño y sus valvas arqueadas (no carinadas). Su cinturón es muy delgado y por esto se observa que las valvas cubren lateralmente casi todo el cuerpo. La coloración es blanca luego de la fijación en alcohol.

CLASE Gastropoda

Generalidades: a esta clase pertenecen los caracoles, lapas y algunas babosas de mar. Todos estos animales sufren una torsión durante su estadio larval, además de posicionar el ano por encima de la boca o cerca de esta. La torsión también conlleva a que la región cefálica quede dentro de la concha y protegida del exterior por el pie muscular. La región cefálica presenta tentáculos sensoriales y una boca provista de rádula. El pie puede estar adaptado para la locomoción, la fijación en el sustrato o una combinación de ambas funciones. La concha segregada por el manto está formada por tres capas y puede estar ausente. En total se encontraron 20 taxones de los órdenes Littorinimorpha, Trochida, Siphonariida, Systellommatophora, Neogastropoda, Lepetellida y Nudibranchia.

Lapas

Las lapas se distinguen por la forma cónica que tiene la concha. Las encontradas en los intermareales de TDF tienen tentáculos cefálicos con pigmentación oscura y pertenecen a las familias Nacellidae y Lottiidae.

Familia Nacellidae

En esta familia se reconocieron a las especies *Nacella deaurata* (Gmelin, 1791) (FIGURA I.8 F) y *N. magellanica* (Gmelin, 1791) (FIGURA I.8 G). También, ejemplares sin identificar denominados Nacellidae sp.1 y Nacellidae sp.2. Las dos especies del género *Nacella* se distinguen por la forma de la concha. *N. deaurata* cuando es juvenil tiene el ápex subcentral pero de adulto el ápex es central. Su coloración es variable, moteada o con bandas. La ornamentación de la concha presenta gran variabilidad. Esta puede tener o no estrías. Los tentáculos en el manto son por lo general de dos tipos, largos, finos y pigmentados o cortos sin pigmentar. El pie tiene coloración gris. Por su parte *N. magellanica* siempre tiene el ápex central y cuando es adulto la concha presenta coloración marrón y forma simétrica. Los lóbulos del manto están alternados entre largos y cortos, pero los largos son más cortos que los de *N. deaurata* y el pie es de coloración amarilla. Otros dos taxones no pudieron ser identificados a nivel género, el primero presentó concha de borde oval y lóbulos largos con mayor pigmentación cubriendo el manto, y segundo presentó concha de borde redondeado con crestas y valles muy pronunciados y coloración blanquizca.

Familia Lottiidae

En esta otra familia de lapas se reconoció a *Scurria ceciliana* (d'Orbigny, 1841) (FIGURA I.8 H). Esta especie se distingue de las anteriores por tener la concha mucho más gruesa y con bordes de lados casi rectos, en lugar de la forma clásica ovalada o redonda se asemeja a una forma octogonal.

Fisurellas

Familia Fissurellidae

Entre los moluscos gasterópodos encontrados se reconocieron ejemplares de la familia Fissurellidae. Por la gran variabilidad de este grupo todas las fissurellas fueron agrupadas en un único taxón reconocible por el orificio de la concha. Se encontraron ejemplares de diferentes tamaños y coloración (FIGURA I.10 A-C).

Pulmonados

Otro grupo algo similar al anterior es el de los pulmonados. Estos por lo general están en los niveles medio o alto del intermareal. Los registrados pertenecen a las familias Siphonariidae (orden Siphonariida) y Onchidiidae (orden Systellommatophora).

Familia Siphonariidae

Entre los pulmonados con concha se encontraron las especies *Siphonaria lessonii* Blainville, 1827 (FIGURA I.8 I), *S. lateralis* Gould, 1846 (FIGURA I.8 J) y *S. fuegiensis* Güller, Zelaya y Ituarte, 2016. Estas especies se distinguen por la posición del ápex y en vivo por el color del pie. Algunas características que permiten diferenciarlas son: *S. lessonii* tiene un manto negro con puntos blancos, el ápice en posición casi central y un pie de color crema. *S. lateralis* tienen un manto claro con pintas negras, pie color verde oliva-naranja, la concha presenta cordones concéntricos. Su rasgo más distintivo es el ápice hacia la izquierda desde el centro de la concha. *S. fuegiensis* es bastante similar a la anterior ya que su ápice está hacia la izquierda desde la mitad inferior de la concha, pero la misma no presenta crestas marcadas como *S. lateralis*.

Familia Onchidiidae

Se registró un pulmonado sin concha (Onchidiidae) identificado como *Onchidella marginata* (Couthouy en Gould, 1852). Este pulmonado presenta el manto de color negro con pintas blancas pústulas que le dan aspecto rugoso (FIGURA I.8 K). Se lo encontró

en algunas ocasiones junto a puestas de huevos permitiendo observar su desarrollo directo (Dalton y Penchaszadeh, 2019).

Caracoles de concha espiralada

Se reconocieron las familias Naticidae y Littorinidae del orden Littorinimorpha:

Familias Naticidae y Littorinidae

De la familia Naticidae se identificó a *Natica limbata* (FIGURA I.9 A) y de la familia Littorinidae a *Littorina* sp. (FIGURA I.9 B). Estos caracoles son de muy pequeño tamaño. En el intermareal solo se encontraron juveniles de *N. limbata* que fueron reconocidos por tener las primeras vueltas color azul oscuro y la última vuelta gris claro-transparente a celeste plomizo. El adulto es gris con protoconcha azul.

Se reconocieron las familias Calliostomatidae y Tegulidae en el orden Trochida:

Familias Calliostomatidae y Tegulidae

La familia Calliostomatidae estuvo representada por la especie *Margarella violacea* (P. P. King, 1832) (FIGURA I.9 C) y *Photinula coerulescens* (P. P. King, 1832) (FIGURA I.9 D). *M. violacea* es un pequeño caracol con concha de color magenta y forma globosa, con opérculo amarillo y manto de color negro. El tamaño aproximado es 10 mm. *P. coerulescens* es un trochido de concha cónica con coloración negra y rayas blancas. Su tamaño aproximado es mayor al anterior y puede alcanzar los 35 mm. En este orden, también se reconocieron dos taxones denominados Trochido sp.1 y Trochido sp.2. Estos, eran similares en tamaño y forma a los antes mencionados, pero no pudieron ser identificados. La familia Tegulidae estuvo representada por Trochochaetida la especie *Tegula patagonica* (d'Orbigny, 1835) (FIGURA I.9 E).

El orden Neogastropoda estuvo representado por tres familias, Cominellidae, Muricidae y Prosiphonidae:

Familia Cominellidae

La familia estuvo representada por *Pareuthria atrata* (E. A. Smith, 1881) (FIGURA I.9 F) y *P. fuscata* (Bruguière, 1789) (FIGURA I.9 G). Estos caracoles presentan un largo aproximado de 2 cm, tienen opérculo de color amarillo y concha de forma alargada. La concha de *P. fuscata* es lisa de coloración gris-azul mientras que *P. atrata* presenta coloración rosada con estrías radiales y a veces axiales.

Familia Muricidae

La familia Muricidae estuvo representada por las especies *Trophon geversianus* (Pallas, 1774) (FIGURA I.9 H) y *Acanthina monodon* (Pallas, 1774) (FIGURA I.9 I). Estos caracoles son de mayor tamaño que todos los anteriores. En el caso de *T. geversianus* la concha presenta laminillas axiales y condones espirales que forman un entramado cuadrículado. Cuando no han desarrollado estas estructuras se los pueden identificar observando la protoconcha que es asimétrica. Las puestas de *T. geversianus* consisten en una serie de ovicápsulas dispuestas en hileras adheridas a un sustrato duro por un pedúnculo corto y delgado, tienen forma lenticular y erectas; presentan color amarillento y un poro de salida situado en la parte superior de su cara convexa (Cumplido *et al.*2010). *A. monodon* presenta opérculo amarillo y se la reconoce fácilmente por un diente observable a simple vista en el borde interno del labio.

Familia Prosiphonidae

De la familia Prosiphonidae se reconoció la especie *Glypteuthria meridionalis* (E. A. Smith, 1881) (FIGURA I.9 J). Estos caracoles presentan concha ornamentada,

pequeña, de hasta 11,5 mm de altura, fusiforme y con coloración marrón o rojiza. Se lo encuentra únicamente en TDF y estrecho de Magallanes (Pastorino 2016).

Nudibranchios

Se encontraron ejemplares del orden Nudibranchia comúnmente conocidos como babosas de mar. Estos fueron reconocidos por la forma del cuerpo y la ausencia de concha.

Alimentación: por lo general son carnívoras.

CLASE Bivalvia

Los bivalvos son moluscos con 2 conchas articuladas en la zona del umbo, que contienen las partes blandas del animal, carecen de cabeza y presentan un pie muscular con forma de “hacha”. Cuando adultos la mayoría son filtradores. En las muestras se reconocieron 5 familias, Mytilidae, Spheniidae, Mactridae, Lasaeidae y Veneridae, y un total de 7 taxones.

Alimentación: la gran mayoría de los bivalvos son filtradores. Esto ocurre gracias a corrientes de agua que llevan el alimento hacia las branquias las cuales retienen las partículas orgánicas y mediante la presencia de filas de cilios, las transportan hacia el interior de las mismas.

Familia Mytilidae

La familia estuvo representada por las especies *Aulacomya atra* (Molina, 1782), *Mytilus* sp. (FIGURA I.10 D). y *Perumytilus purpuratus* (Lamarck, 1819) (FIGURA I.10 E). Los mitílidos forman bancos de grandes extensiones con muchos ejemplares. Estos bancos brindan espacio y refugio a muchas otras especies, son ingenieros ecosistémicos (Gutiérrez *et al.* 2003, Bertness *et al.* 2006, Silliman *et al.* 2011) (*i.e.* modifican las condiciones abióticas y recursos disponibles para otros organismos, sensu Jones *et al.*

1994). *Mytilus* sp y *P. purpuratus* se encontraron principalmente en el nivel medio del intermareal y *A. atra* en el nivel bajo.

Los adultos de mitílidos se reconocieron por presentan conchas con morfologías marcadamente diferenciadas. *P. purpuratus* presenta concha ovalada y globosa, con costillas radiales gruesas cubiertas con un periostraco negrozco con coloración morada hacia la zona posterior. *Mytilus* sp. es un mejillón de coloración negro-violáceo y concha lisa o con líneas concéntricas de crecimiento. *A. atra* presenta estrías radiales y su forma triangular, con el umbo terminal. Los juveniles de estos últimos son dorados y con estrías radiales bien marcadas lo que permite diferenciarlos de los otros juveniles de mitílidos. Aquellos juveniles con tallas del eje antero-posterior menores 1 mm y que no mostraban características suficientes para determinar la especie fueron agrupados como “reclutas de mitílidos”.

Familia Myidae

La familia estuvo representada por la especie *Sphenia hatcheri* Pilsbry, 1899 (FIGURA I.10 F). Esta es de tamaño pequeño y concha delgada y muy frágil. Se la puede reconocer abriendo sus valvas y observando el condróforo con forma concava donde apoya el ligamento.

Familia Mactridae

La familia estuvo representada por la especie *Darina solenoides* (P. P. King, 1832). Esta es de tamaño pequeño con una concha delgada y muy frágil.

Familia Lasaeidae

En esta familia se reconocieron dos taxones del género *Lasaea* T. Brown, 1827, denominados *Lasaea* sp1 (FIGURA I.10 G) y *Lasaea* sp2. Estas especies tienen concha globosa, unas de aspecto frágil y coloración rosada y la otra de coloración blancuzca y

con una forma diferente de umbo. A *Lasaea* sp.1 se la encontró principalmente en grupos de cientos de ejemplares por muestra y unas pocas veces en grupos de muy pocos ejemplares.

Familia Veneridae

Esta familia estuvo representada por la especie *Tawera elliptica* (Lamarck, 1818) (FIGURA I.10 H). La misma presenta una concha gruesa de color blanco y marcadas estrías concéntricas.

DISCUSIÓN

El catálogo presentado establece una base necesaria para futuros trabajos ecológicos ya que comprende la primera lista de biodiversidad de macroinvertebrados de las costas rocosas de TFD con imágenes y comentarios para su identificación.

Según los resultados presentados, los intermareales rocosos de TDF resultan ser un ambiente compuesto por gran variedad de grupos taxonómicos y con diferentes formas de alimentación. Es importante tener en cuenta que tanto los estudios abocados a los ambientes acuáticos como terrestres han hecho énfasis en que se requiere una gran cantidad de especies para sostener al ensamble y el funcionamiento de los ecosistemas en paisajes sujetos a un uso cada vez más intensivo de la tierra (Loreau *et al.* 2001). En línea con este razonamiento los intermareales estudiados son áreas importantes de ser protegidas debido a la riqueza que presenta.

En relación con los organismos encontrados es sorprendente la similitud específica con los intermareales rocosos de Nueva Zelanda e islas sub-Antárticas Campbell y Auckland (Hayward y Morley 2005). Por ejemplo, en Nueva Zelanda se menciona la presencia del poliplacóforo *Plaxipora aurata*, del cangrejo *Halicarcinus*

planatus, del isópodo *Exosphaeroma gigas* y del pulmonado *Onchidella marginata* (*O. campbelli* en Hayward y Morley 2005) al igual que en el presente estudio en TDF. También, la similitud es a nivel de género e.g. la estrella *Anasterias laevigata* (Hutton, 1879) (*A. antarctica* en TDF), el cirrípedio *Notobalanus vestitus* (Darwin, 1854) (*N. flosculus* en TDF), el mitílido *Mytilus galloprovincialis* Lamarck, 1819 (*M. edulis* en TDF), los gasterópodos *Margarella antípoda* (*Margarella* sp. en TDF), *Siphonaria innominata* (*Kerguelenella innominata* en Hayward y Morley 2005) (*S. lessonii*, *S. lateralis* y *S. fuegiensis* en TDF), *Nacella terroris* (Filhol, 1880) (*Nacella deaurata* en TDF), *Lasaea hinemoa* Finlay, 1928 (*Lasaea* sp. en TDF) y *Pareuthria campbelli* (*P. atrata* y *P. fuscata* en TDF), entre otras. Es posible que estas similitudes en términos de identidad de especies se deban al tránsito de ejemplares por suspensión en aguas superficiales mediante la Corriente Circumpolar Antártica (CCA) entre islas sub-Antárticas de Nueva Zelanda y TDF (FIGURA I.2). Otras islas como Australia también presentan ensambles similares a los de Nueva Zelanda, aunque en ese caso se debe a un origen común, además de las corrientes que conectan ambos territorios (Schiel *et al.* 2019). La hipótesis de que las especies compartidas entre islas sub-Antárticas son transportadas por la CCA ha sido discutida para *O. marginata* (Cumming 2013, Cumming *et al.* 2014) y para foraminíferos bentónicos (Hayward *et al.* 2007) y sus resultados no la rechazan.

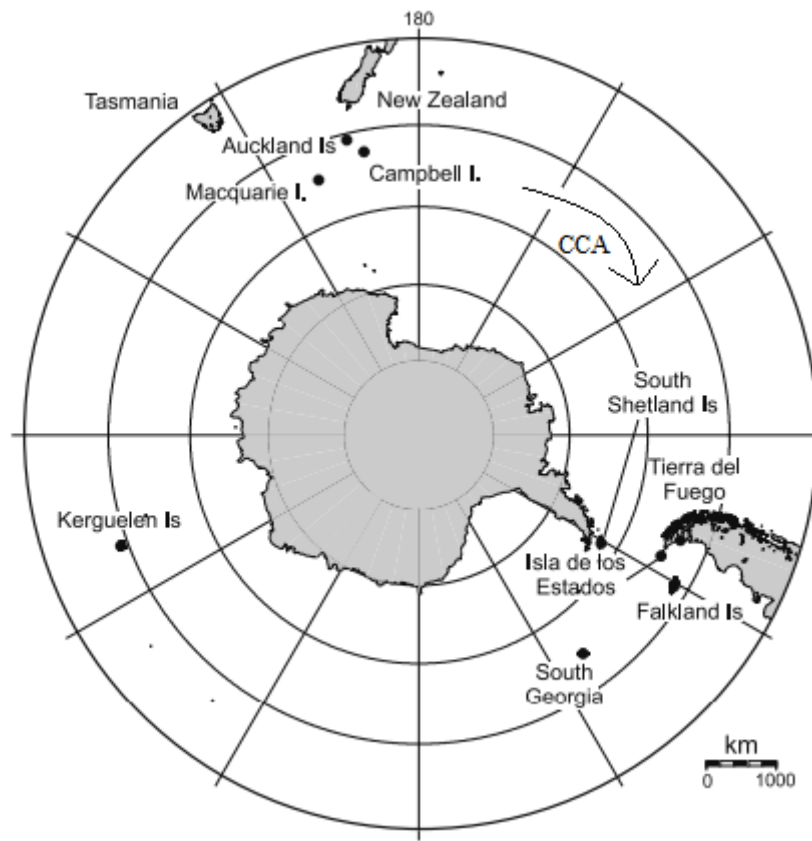


FIGURA I.2: Zona Antártica y sub-Antártica. (CCA = Corriente Circumpolar Antártica) Imagen modificada de Hayward *et al.* 2007.

Por último, si bien la mayoría de las especies registradas se encuentran en la matriz del mejillinar compuesto por los mitílidos *P. purpuratus* y *M. edulis* también se las encontró entre macroalgas laminares erguidas o del tipo turf que brindan refugio y probablemente alimento. A diferencia de los trabajos previos en el área (Silliman *et al.* 2011, Calcagno *et al.* 2012) observamos que no todas las especies de macroinvertebrados del intermareal se encuentran necesariamente en el mejillinar. Los macroinvertebrados de menor tamaño en su mayoría del phylum Chordata, Cnidaria, Platyhelminthes, Nemertea, Nematoda, Annelida Arthropoda se encontraron entre rocas, restos de concha o sedimento grueso, grietas, algas y entre los filamentos del biso de los mitílidos, además de en matriz formada por estos. En particular, al caracol *Margarella violacea* se lo

encontró tanto dentro de la matriz como sobre el sustrato en el nivel bajo del intermareal de la costa Atlántica Sur Occidental a varios metros de distancia del mejillinar más cercano. Observamos entonces que, si bien la matriz generada por el mejillinar ofrece condiciones aptas para la vida de muchas de las especies, algunas deambulan por el área y/o utilizan otros microambientes para asentarse en el intermareal rocoso.

FIGURAS CAPITULO I

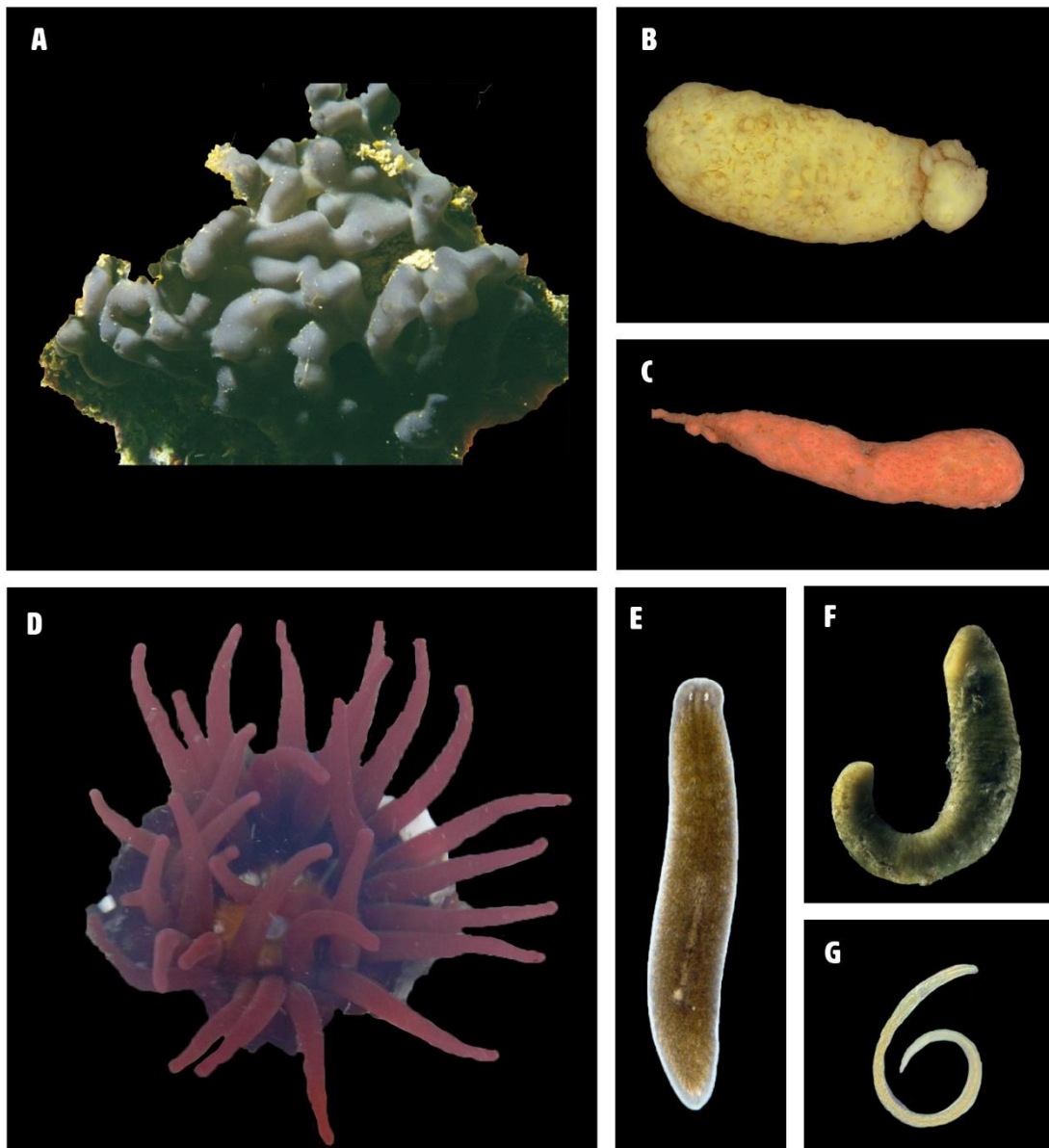


FIGURA I.3: Invertebrados del intermareal de Tierra del Fuego, Argentina.

FIGURA I.2: Invertebrados del intermareal de Tierra del Fuego, Argentina.

A) Esponja de mar, *Oscarella tuberculata* (Schmidt, 1868). Fotografía de M.J. de Kluijver y Rob van Soest en WoRMS Editorial Board.

B y C) Ascidas en el intermareal de Cabo Domingo. Fotografías de la Lic. M. Cecilia Dalton.

D) *Bunodactis octoradiata* en el intermareal rocoso frente a Ea. Viamonte. Fotografía de la Dra. María Bagur.

E) Planaria. Fotografía de Holger Brandl, HongKee Moon y otros. Modificado de <https://commons.wikimedia.org/w/index.php?curid=47108231>.

F) *Lineus* sp. bajo lupa. Fotografía de la Lic. M. C. Dalton.

G) Nematodo. Fotografía de Michaela Schratzberger en WoRMS Editorial Board.

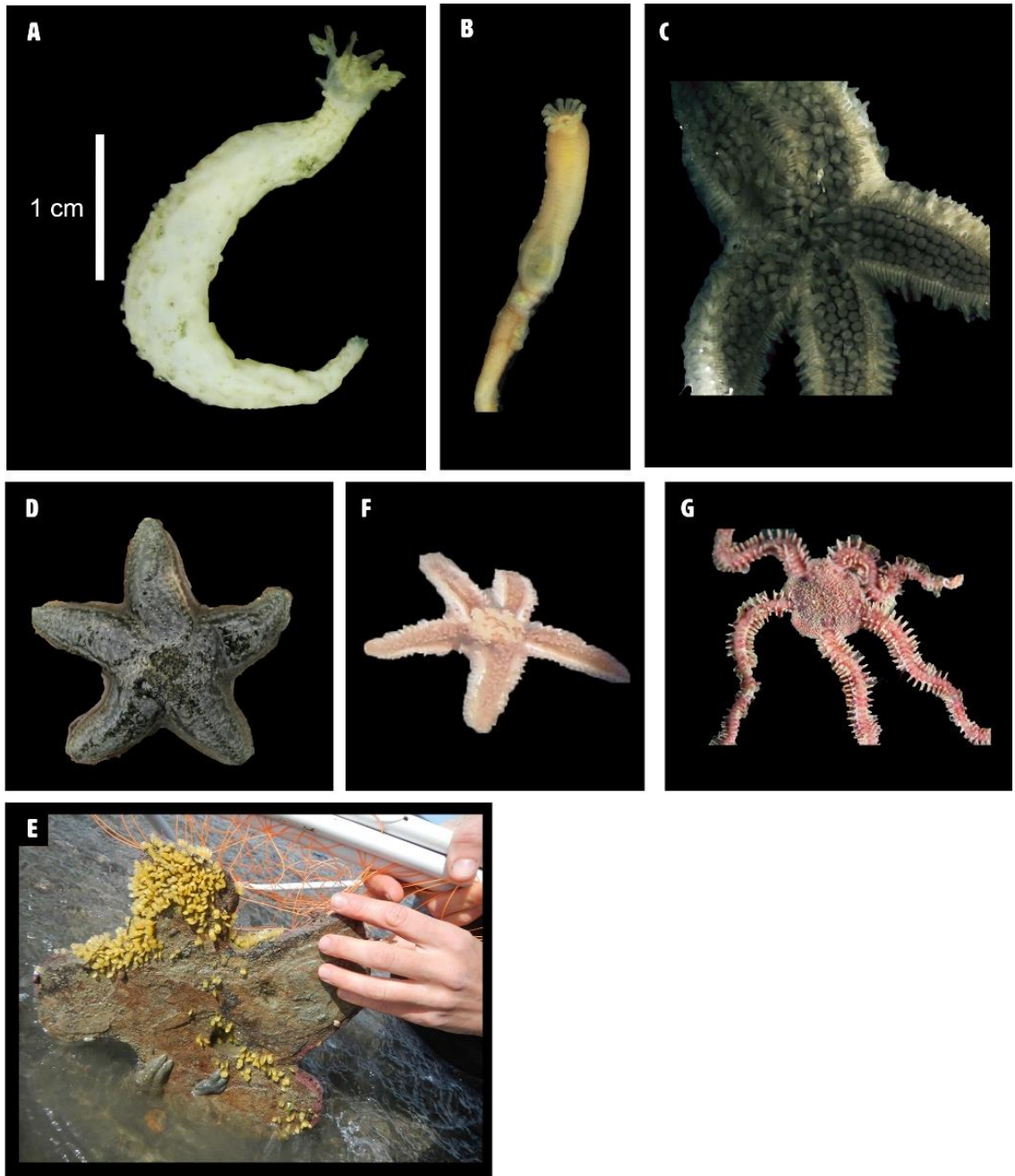


FIGURA I.4: Equinodermos del intermareal de Tierra del Fuego, Argentina.

FIGURA I.3: Equinodermos del intermareal de Tierra del Fuego, Argentina.

A) *Pentactella leonina*. Fotografía de Dr. Mariano Martínez.

B) *Chiridota pisanii*. Fotografía de Dr. Mariano Martínez.

C) *Anasterias antarctica*, en vista boral bajo lupa. Fotografía de Lic. M. C. Dalton

D) *Anasterias antarctica* en vista aboral en el campo. Fotografía de Lic. M. C. Dalton.

E) Dos ejemplares de *Anasterias antarctica* debajo de roca plana junto a puesta de *Trophon geversianus* en el intermareal rocoso de Cabo Domingo. Fotografía de Dra. María Bagur.

F) *Anasterias antarctica* incubando en el campo. Fotografía de Lic. M. C. Dalton.

G) *Ophiactis asperula* en el intermareal rocoso de Ushuaia, TDF. Fotografía de Gonzalo Bravo, Fundación ProyectoSub @gonzalobravopatagonia en inaturalist.org

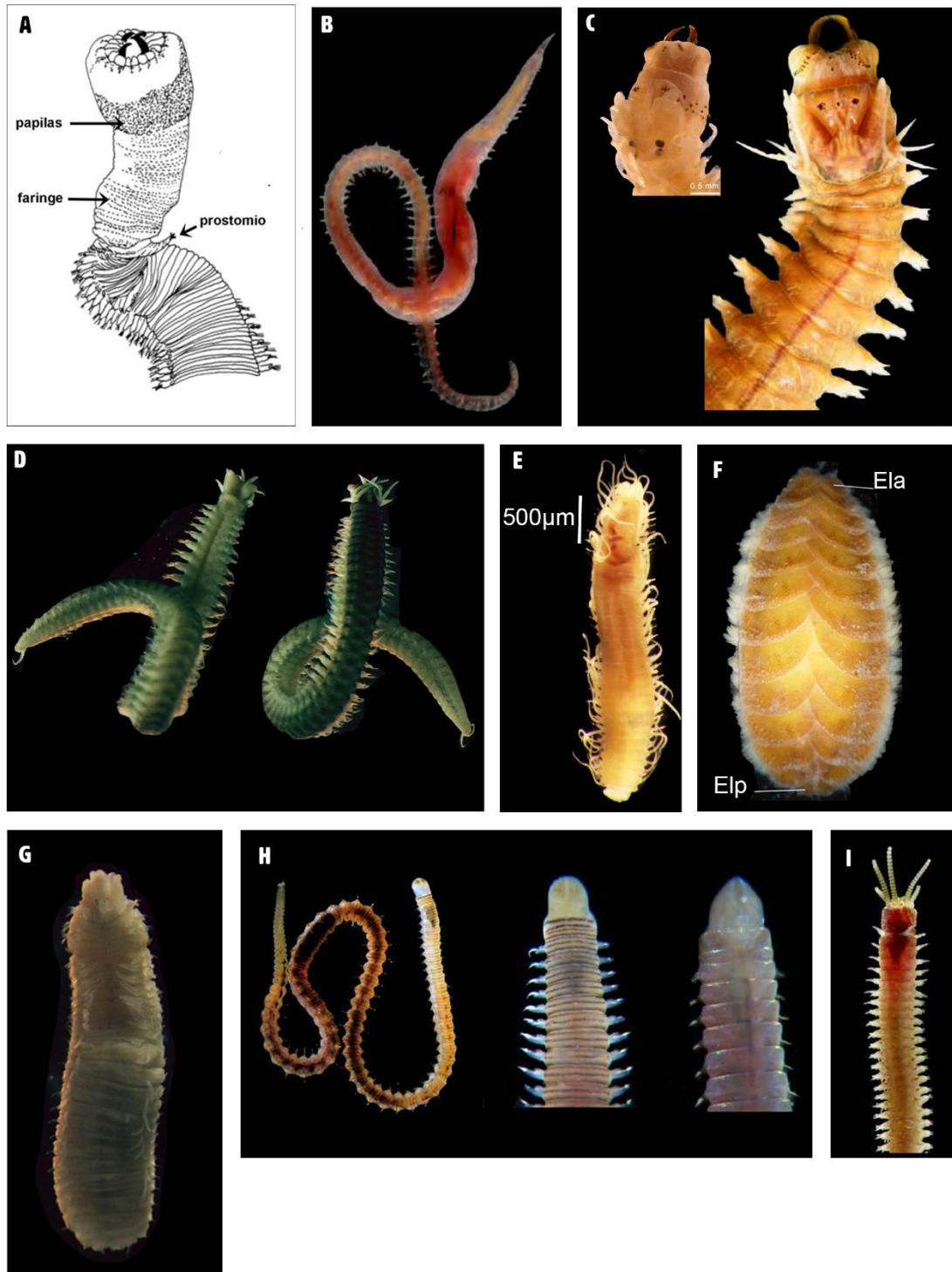


FIGURA I.5: Poliquetos (1) del intermareal de Tierra del Fuego, Argentina.

FIGURA I.4: Poliquetos (1) del intermareal de Tierra del Fuego, Argentina.

A) Familia Glyceridae, parte anterior del cuerpo en vista dorsolateral. Modificado de Wilson 2000.

B) Familia Glyceridae. Fotografía de Leslie Harris. Modificado de De León-González *et al.* 2021.

C) Familia Nereididae, dos ejemplares. Fotografías de Leslie Harris. Modificado de De León-González *et al.* 2021.

D) *Neanthes* sp., familia Nereididae bajo lupa. Imagen izquierda: vista ventral. Imagen derecha: vista dorsal. Fotografías de la Lic. M. C. Dalton.

E) *Syllis* sp., familia Syllidae. Fotografía de Gordon Paterson Modificado de <https://falklands.myspecies.info/simpletaxonomy/term/288>

F) Familia Polynoidae, se observan los segmentos que llevan los elitróforos (Ela= élitro anterior, Elp= élitro posterior). Modificado de De León-González *et al.* 2021.

G) Familia Spionidae bajo lupa. Fotografía de Lic. M. C. Dalton.

H) Familia Lumbrineridae. Imagen izquierda: ejemplar completo en vida, fotografía de Leslie Harris. Imágenes central y derecha: extremo anterior en vida, fotografías de H. Bahena. Modificadas de De León-González *et al.* 2021.

I) Familia Eunicidae. Modificado de De León-González *et al.* 2021.

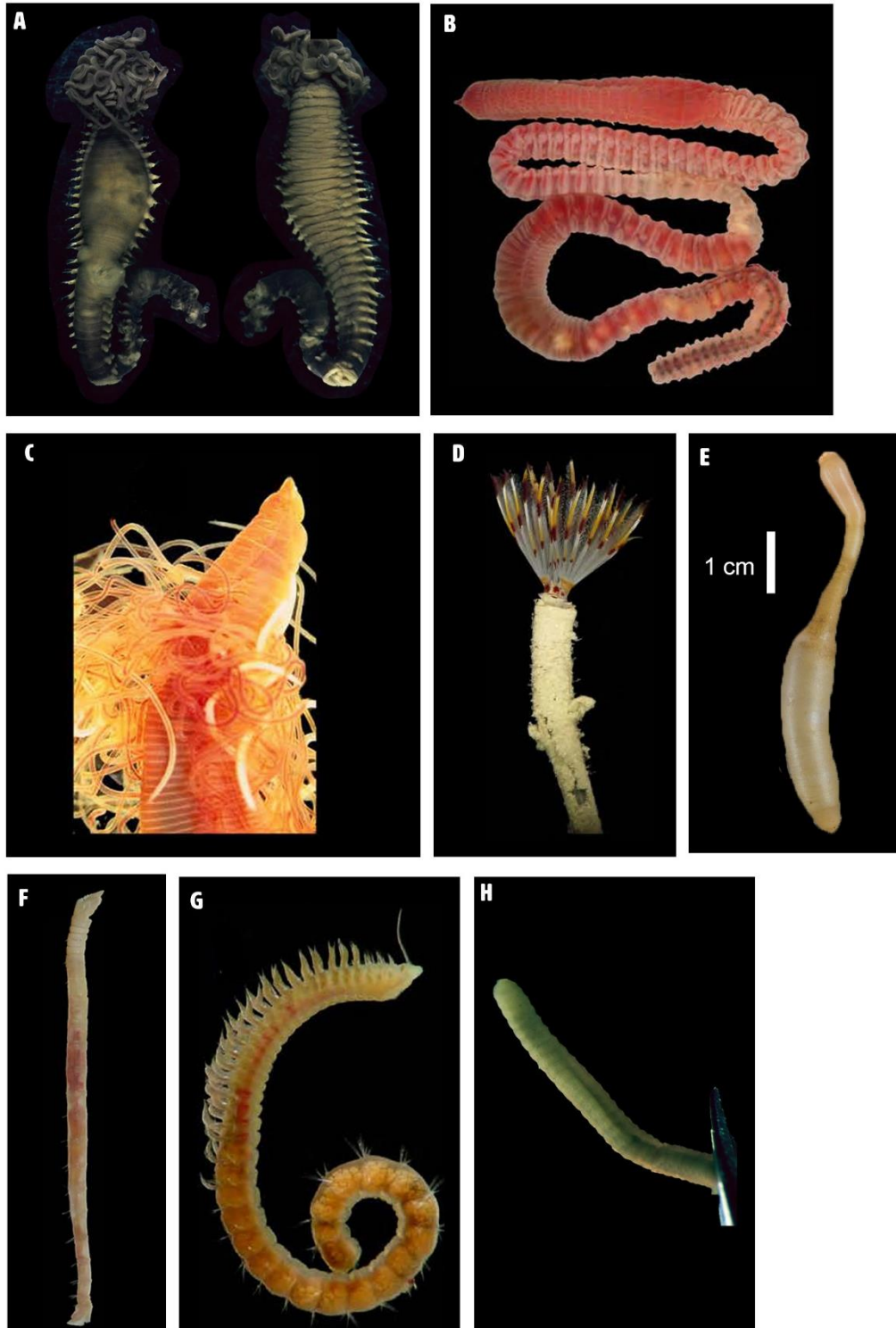


FIGURA I.6: Poliquetos (2) del intermareal de Tierra del Fuego, Argentina.

FIGURA I.5: Poliquetos (2) del intermareal de Tierra del Fuego, Argentina.

A) *Thelepus* sp., familia Terebellidae bajo lupa. Imagen izquierda: vista ventral, Imagen derecha: vista dorsal. Fotografías de Lic. M. C. Dalton.

B) Familia Capitellidae. Fotografía de Leslie Harris. Modificado de De León-González *et al.* 2021.

C) Familia Sabellidae. Fotografía de Leslie Harris. Modificado de De León-González *et al.* 2021.

D) Familia Cirratulidae. Fotografía de Leslie Harris. Modificado de De León-González *et al.* 2021.

E) Familia Sipuncula. Fotografía de Claude Nozères en WoRMS Editorial Board.

F) Familia Maldanidae. Fotografía de Leslie Harris. Modificado de De León-González *et al.* 2021.

G) Familia Paraonidae. Fotografía de Leslie Harris. Modificado de De León-González *et al.* 2021.

H) Familia Capitellidae bajo lupa. Fotografía de Lic. M. C. Dalton.

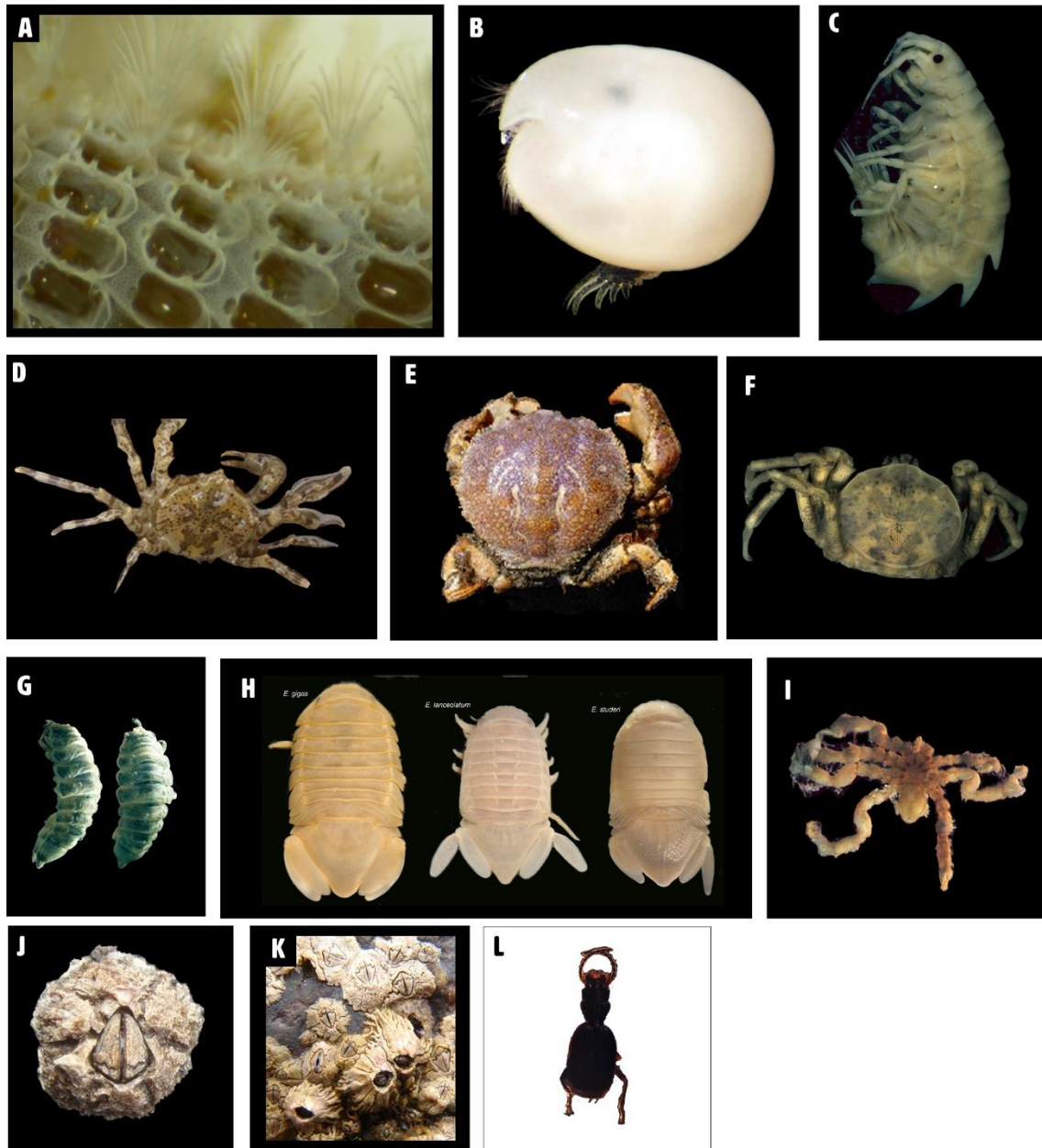


FIGURA I.7: Artrópodos y Membranípores del intermareal de Tierra del Fuego, Argentina.

FIGURA I.6: Artrópodos y Membranípora del intermareal de Tierra del Fuego, Argentina.

A) Membranípora. Fotografía de Catherine Boyen en WoRMS Editorial Board.

B) Ostrácodo (IZ.035343). Fotografía de Lazo-Wasem, 2011. Modificado de <https://collections.peabody.yale.edu/>

C) Orden Amphipoda bajo lupa. Fotografía de Lic. M. C. Dalton.

D) *Halicarcinus planatus* en el campo. Fotografía de Lic. M. C. Dalton.

E) *Peltarion spinulosum* en el campo. Fotografía de Lic. M. C. Dalton.

F) *Halicarcinus planatus* bajo lupa. Fotografía de Lic. M. C. Dalton.

G) *Ediotia* sp., Suborden Valvifera bajo lupa. Fotografías de Lic. M. C. Dalton.

H) Especies del género *Exosphaeroma*. Imagen izquierda: *E. gigas*. Imagen central: *E. lanceolatum*. Imagen derecha: *E. studeri*. Fotografías de Dra. Brenda Doti.

I) Ejemplar de la Clase Pycnogonida, familia Ammotheidae bajo lupa. Fotografía de Lic. M. C. Dalton.

J) *Notochthamalus scabrosus* en el campo. Fotografía de Lic. M. C. Dalton.

K) Ejemplares de *Notobalanus flosculus* sobre ejemplares de *N. scabrosus* en el campo. Fotografía de Lic. M. C. Dalton.

L) Clase Insecta bajo lupa. Fotografía de la Lic. M. C. Dalton.

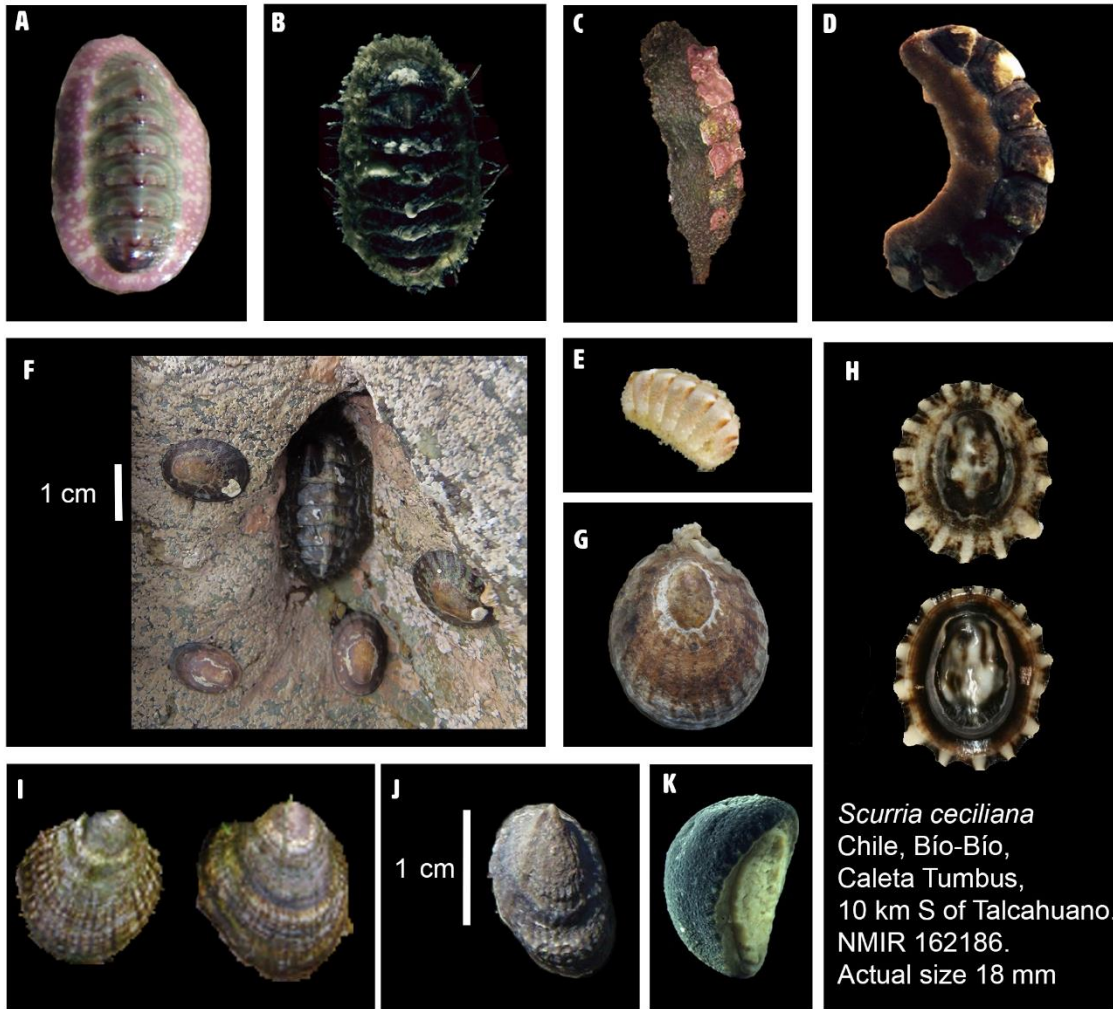


FIGURA I.8: Moluscos (1) del intermareal de Tierra del Fuego, Argentina.

FIGURA I.7: Moluscos (1) del intermareal de Tierra del Fuego, Argentina.

A) *Tonicia argyrosticta* en el campo. Talla aproximada 5 cm. Fotografía de Lic. M. C. Dalton.

B) *Plaxiphora aurata* juvenil bajo lupa. Talla aproximada 1 cm. Fotografía de Lic. M. C. Dalton.

C) *Plaxiphora aurata* en el campo. Talla aproximada 6,5 cm. Fotografía de Lic. M. C. Dalton.

D) *Hemiarthrum setulosum* bajo lupa. Talla aproximada 0,5 cm. Fotografía de Lic. M. C. Dalton.

E) Ejemplar del género *Leptochiton* (*L. rugatu*). Modificado de Sigwart *et. al.* 2011.

F) *Nacella deaurata*, cuatro ejemplares junto a un quitón en el campo. Fotografía de Lic. M. C. Dalton.

G) *Nacella magellanica* en el campo. Talla aproximada 5 cm. Fotografía de Lic. M. C. Dalton.

H) *Scurria ceciliana*. Fotografía de Joop Trausel y Frans Slieker del Museo Historia Natural de Rotterdam en WoRMS Editorial Board.

I) *Siphonaria lessonii*, dos ejemplares en el campo. Fotografía de Lic. M. C. Dalton.

J) *Siphonaria lateralis* en el campo. Fotografía de Lic. M. C. Dalton.

K) *Onchidella marginata* bajo lupa. Talla aproximada 0,5 cm. Fotografía de Lic. M. C. Dalton.

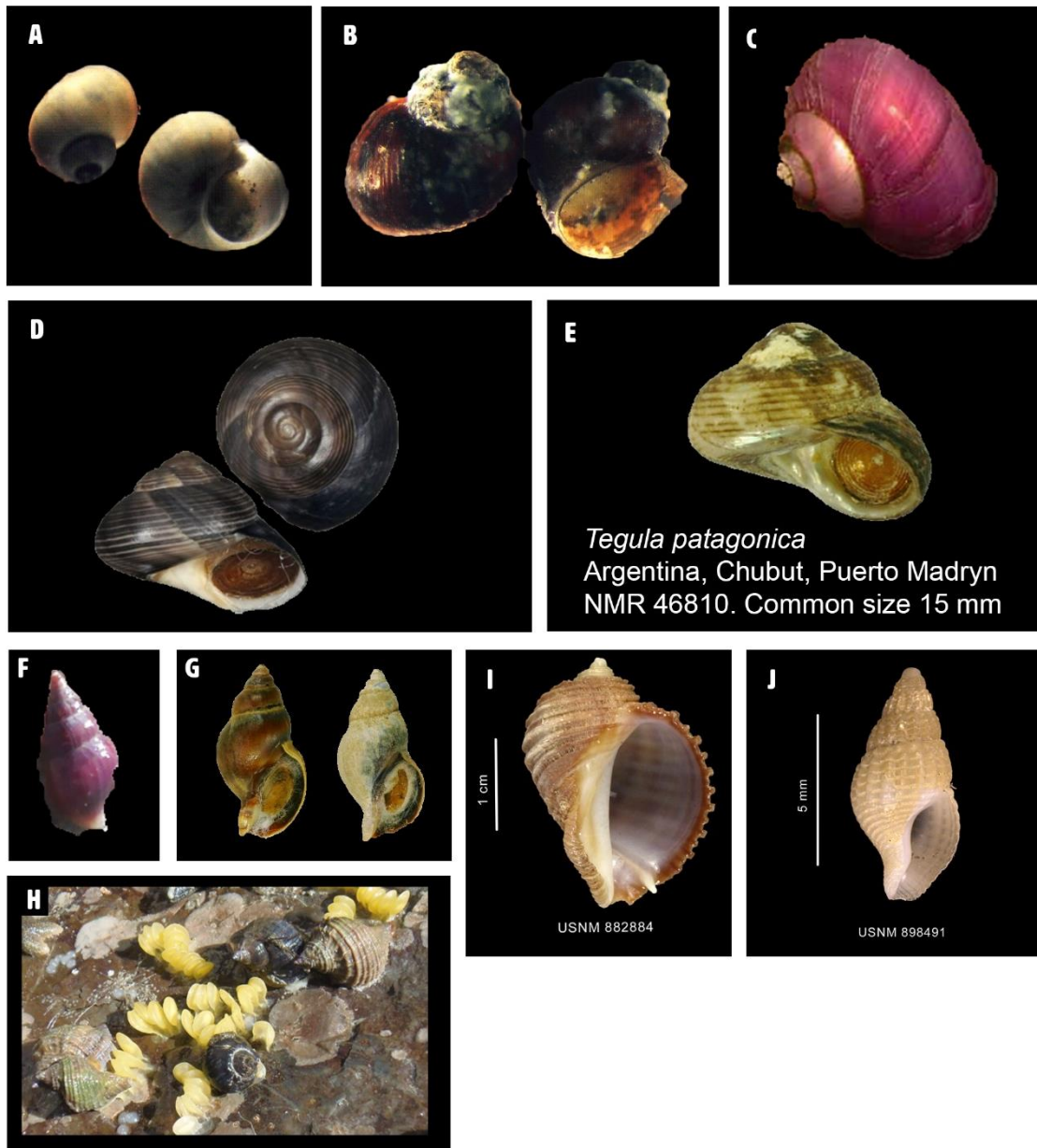


FIGURA I.9: Moluscos (2) del intermareal de Tierra del Fuego, Argentina.

FIGURA I.8: Moluscos (2) del intermareal de Tierra del Fuego, Argentina.

A) *Natica limbata* bajo lupa. Fotografía de Lic. M. C. Dalton.

B) *Littorina* sp. bajo lupa. Fotografía de Lic. M. C. Dalton.

C) *Margarella violacea* en el campo. Modificado de Rosenfeld *et. al.* 2017.

D) *Photinula coerulescens*. Modificado de Femorale 2017.

E) *Tegula patagonica*. Fotografía de Joop Trausel y Frans Slieker del Museo Historia Natural de Rotterdam en WoRMS Editorial Board.

F) *Pareuthria atrata* en el campo. Fotografía de Lic. M. C. Dalton.

G) *Pareuthria fuscata*. Fotografía de Joop Trausel y Frans Slieker del Museo de Historia Natural de Rotterdam en WoRMS Editorial Board.

H) *Trophon geversianus*, cinco ejemplares y puestas de huevos en el campo. Fotografía de Lic. M. C. Dalton.

I) *Acanthina monodon*. Fotografía tomada del sitio del Museo Nacional de Historia Natural Smithsonian.

J) *Glypteuthria meridionalis*. Fotografía tomada del sitio del Museo Nacional de Historia Natural Smithsonian.

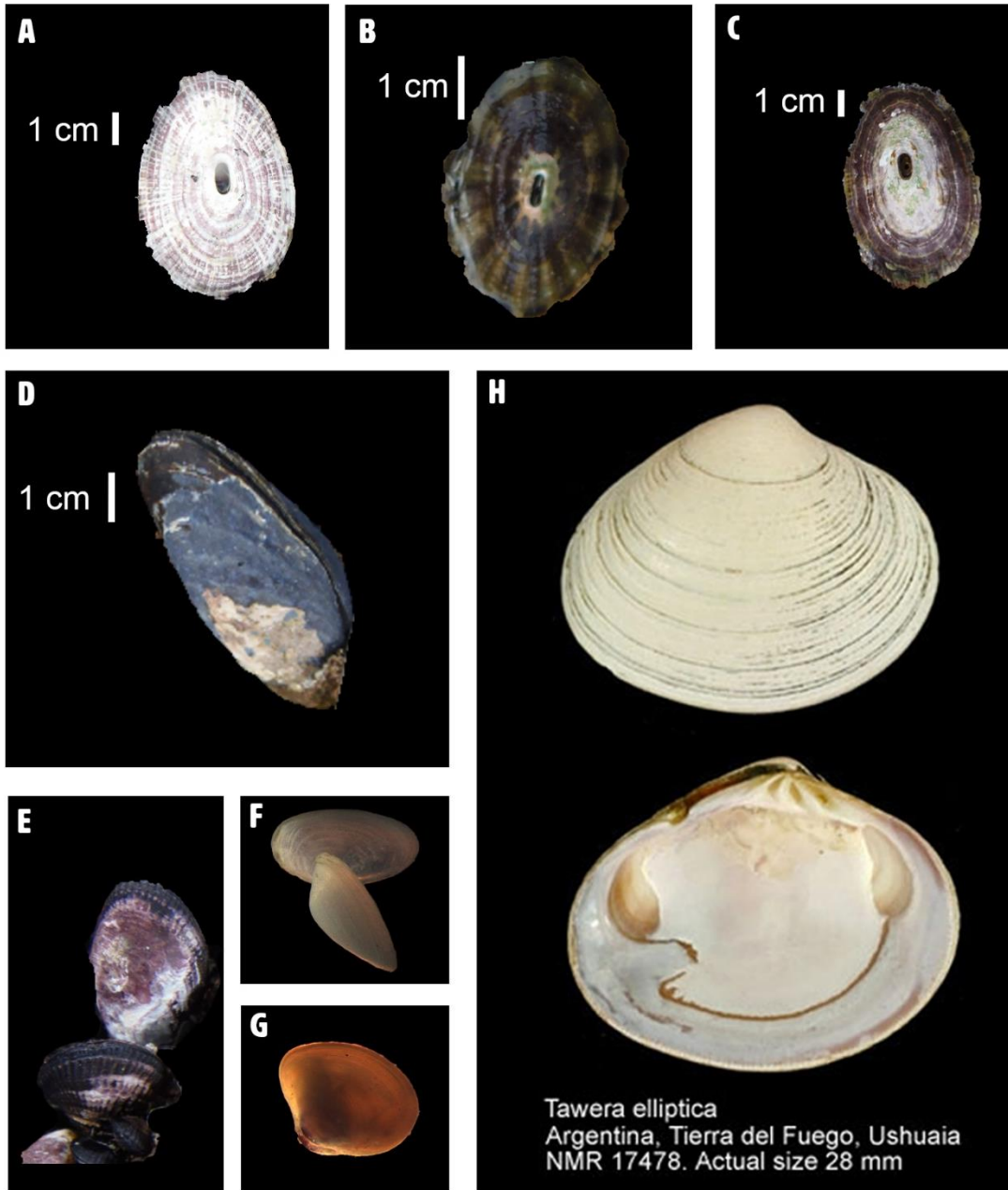


FIGURA I.10: Moluscos (3) del intermareal de Tierra del Fuego, Argentina.

FIGURA I.9: Moluscos (3) del intermareal de Tierra del Fuego, Argentina.

A-C) Ejemplares de la familia Fissurellidae, orden Lepetellida en el campo. Fotografías de Lic. M. C. Dalton.

D) *Mytilus* sp. en el campo. Fotografía de Lic. M. C. Dalton.

E) *Perumytilus purpuratus*, varios ejemplares en el campo. Fotografía de Lic. M. C. Dalton.

F) *Sphenia hatcheri* bajo lupa. Fotografía de Lic. M. C. Dalton.

G) *Lasaea* sp.1 bajo lupa. Fotografía de Lic. M. C. Dalton.

F) *Nacella deaurata*, cuatro ejemplares junto a un quitón en el campo. Fotografía de Lic. M. C. Dalton.

G) *Nacella magellanica* en el campo. Fotografía de Lic. M. C. Dalton.

H) *Tawera elliptica*. Fotografía de Joop Trausel y Frans Slieker del Museo de Historia Natural de Rotterdam. WoRMS Editorial Board.

CAPITULO II.

**RIQUEZA DE MACROINVERTEBRADOS
MARINOS DEL INTERMAREAL ROCOSO
DE TIERRA DEL FUEGO, ARGENTINA.**

INTRODUCCIÓN

En la actualidad están ocurriendo cambios en la composición biológica y la riqueza de la mayoría de los ecosistemas de la Tierra como resultado de las actividades humanas (Ceballos *et al.* 2017, IPBES 2019). Los cambios son generalizables (Lawton 1999) y los ecosistemas responden a estos en formas particulares. El incremento de territorios urbanos en áreas costeras, antes despobladas o con baja urbanización, podrían comprometer las relaciones entre las especies (Barragan y de Andrés 2015, Momota y Hosokawa 2021) y, en consecuencia, deteriorar la salud ambiental del espacio incluyendo a la población humana (Torres *et al.* 2022).

Los organismos que habitan el ambiente costero intermareal son vulnerables debido al fácil acceso y contacto directo por parte de la población humana (Thompson *et al.* 2002, IPCC 2019). Su distribución en el espacio está en estrecha relación con su tolerancia ambiental, sus limitaciones de dispersión, las interacciones biológicas con otras especies (Connell 1972, Roughgarden *et al.* 1988, Menge y Sutherland 1987, Menge 2000, Bertness *et al.* 2006, Hidalgo *et al.* 2007, Calcagno *et al.* 2012), además de la interacción con la población humana (Myers y Patz 2009, McMichael 2013). Conocer los patrones de abundancia de especies y su distribución requiere de un abordaje cuantitativo (Underwood *et al.* 2008). Estudios previos mencionan un menor número de taxones en intermareales urbanos respecto a los no urbanos (Paine 2002, Torres *et al.* 2022).

Los intermareales rocosos pueden dividirse en tres niveles. El nivel alto está caracterizado por las especies con mayor tolerancia a la desecación que por lo general son cirrípedos y algunos organismos móviles como moluscos pulmonados. La permanencia en este nivel está limitada en su porción superior por el aumento de la desecación, la temperatura alta o aumento de la radiación solar. En algunas costas, la actividad del oleaje

aumenta el límite superior del nivel alto por el salpicado del agua permitiendo también, el asentamiento de algas. El nivel medio se establece por interacciones biológicas, principalmente del tipo facilitación debido a la presencia de la franja de mitílidos que dominan el nivel y permiten el asentamiento de otras especies. El nivel bajo también se caracteriza por interacciones biológicas, con la restricción de estar sumergido durante tiempos prolongados lo que también conlleva a una disminución de la intensidad de luz y competencia por el espacio. En este nivel es común encontrar algas del tipo incrustantes y especies bentónicas móviles.

En Tierra del Fuego la extrema desecación es la principal causa de estrés físico que afecta la estructura del ensamble bentónico del intermareal (Bertness *et al.* 2006, Silliman *et al.* 2011, Calcagno *et al.* 2012). Estudios previos refieren al área como una de baja presión depredadora, con ausencia de reclutamiento en espacios abiertos, dependencia de los ingenieros del ecosistema para mantener o recuperar la comunidad, así como una restauración comunitaria extremadamente lenta ante una perturbación (Bertness *et al.* 2006, Silliman *et al.* 2011, Calcagno *et al.* 2012). En este escenario, la presencia de ciudades costeras como Ushuaia y Río Grande podría tener un efecto sobre la riqueza del ensamble bentónico del intermareal, con efectos de cambios en la composición o abundancia de especies.

Otra posible causa de modificaciones en la estructura de los ensambles son las interacciones entre organismos. Por ejemplo, los predadores tope tienen efecto en la distribución de organismos en el intermareal rocoso (Paine 1969, Connell 1961, Dayton 1971, Menge 1976, Nybakken 1993). En TDF el intermareal rocoso presenta dos posibles predadores tope, *Anasterias antarctica* y *Trophon geversianus*. Individuos de *A. antarctica* fueron observados en la matriz de mejillones y en grupos de varios ejemplares debajo de rocas planas durante la marea baja; *T. geversianus* fue ocasionalmente

encontrado durante la marea baja en el área de estudio (observ. Personal), aunque es reportado como una de las especies más abundantes en CB y ASO (Miloslavich *et al.* 2016). Experimentos realizados en otras zonas en Patagonia (Chubut) exponen que la presión que ejercen los predadores, especialmente sobre el mejillinar, no altera la riqueza de la comunidad frente a la adversidad de factores abióticos, principalmente la extrema desecación a causa del viento (Silliman *et al.* 2011).

En este capítulo se estudia la riqueza de macroinvertebrados del intermareal en relación a la urbanización del área y cuál es el rol de la matriz del mejillinar y de los posibles predadores topes en dicha riqueza.

MATERIALES Y MÉTODOS

Los datos obtenidos de las muestras de biodiversidad (ver METODOLOGÍA GENERAL DEL MUESTREO) fueron analizados con el objetivo de caracterizar la riqueza de macroinvertebrados del intermareal rocoso de TDF (ver ÁREA DE ESTUDIO GENERAL). Para calcular la riqueza total de organismos bentónicos se contabilizaron también a los taxones observados durante el muestreo de cobertura. La riqueza se calculó como la sumatoria de taxones. También, se estudió el efecto de la urbanización sobre la riqueza de macroinvertebrados y se estudió la relación entre la presencia de matriz de mejillones o posibles predadores tope respecto a la riqueza de organismo bentónicos.

Para estudiar el efecto de la urbanización se realizó un modelo lineal mixto generalizado (GLMM) con distribución Conway-Maxwell Poisson.

Se tomaron las siguientes consideraciones para determinar el modelo:

(a) Al cambiar de sitios cada año no se trata de medidas repetidas, por lo que se anidó el sitio en cada año de muestreo y ambas fueron incluidas en el modelo como variables de efecto aleatorio.

(b) Se tomó como valor de riqueza de cada sitio la riqueza total definida como la suma de taxones en las tres replicas. Además, debido a que el número de individuos observado en cada nivel del intermareal difería en más de un orden de magnitud (algunos con menos de 10 individuos observados y otros con más de 1000), se realizó la corrección de la variable mediante rarefacción (con el software EcoSim7) para evitar sesgos debido al número de individuos (Borthagaray y Carranza 2007).

Los modelos se ajustaron tanto para la variable riqueza original (como se ha visto en otros trabajos, ver Johnston y Roberts 2009) como para la variable corregida por rarefacción y sus resultados fueron comparados.

Las variables explicadoras fueron Año (2015, 2016, 2017), Urbanización (UR, NU), Costa (ASO, CB), Sitio (24 niveles) y Nivel del Intermareal (alto, medio y bajo). La urbanización y la costa fueron añadidas al modelo como variables con efecto fijo mientras que los sitios, anidados en los años, fueron considerados de efecto aleatorio. En cuanto a las interacciones, se plantearon aquellas que permiten conocer el efecto conjunto de la urbanización con otros factores observados: costa-urbanización, nivel intermareal-urbanización.

De modo general se ajustó el siguiente modelo:

$$\text{Riqueza} \sim \text{Costa} * \text{Urbanización} + \text{Urbanización} * \text{Nivel} + (1 | \text{Año/Sitio}) + \text{Error}.$$

Posteriormente se planteó un modelo para cada costa con interacción entre los factores Urbanización y Nivel del intermareal siguiendo una distribución Conway-Maxwell Poisson. Esto se consideró debido a que estas costas presentan diferentes

orientaciones y dinámicas por lo que su presencia conjunta en el modelo podría estar enmascarando otras diferencias en la variable estudiada. Estos modelos se ajustaron tanto para la riqueza como a la riqueza corregida (por rarefacción) para poder observar el efecto de la corrección.

Todos los modelos propuestos fueron validados frente al modelo nulo y sus interacciones puestas a prueba comparando la suma de cuadrados residual del modelo con un modelo sin la interacción con la función `drop1` del paquete `lme4` de R (Bates *et al.* 2015). Los coeficientes del modelo se calcularon con el método de máxima verosimilitud utilizando el paquete `glmmTMB` (Brooks *et al.* 2017). Los tamaños de efecto fueron calculados con el paquete `lsmeans` (Lenth 2016) y las diferencias a posteriori se evaluaron con la prueba de Tukey utilizando el mismo paquete. Todos los intervalos fueron calculados con una confianza del 95%.

Por otro lado, para estudiar el rol de la presencia de la matriz de mejillones o posibles predadores tope como posibles estructuradores de la riqueza, se realizó un gráfico de presencia-ausencia en función de la riqueza observada, siguiendo un modelo con distribución binomial con los datos de muestreo del primer año (2015). El modelo se generó seleccionando las variables que mejor explican los datos siguiendo el criterio de información de Akaike. Las opciones fueron:

(c) riqueza total de organismos bentónicos

(d) riqueza de macroinvertebrados

(e) riqueza de macroalgas.

Los datos de riqueza de algas utilizados provienen del Capítulo IV de esta tesis, los cuales fueron obtenidos del mismo lugar y en el mismo momento que los de macroinvertebrados (ver METODOLOGÍA GENERAL DEL MUESTREO).

De modo general se ajustó el siguiente modelo:

Presencia de (matriz/predador) ~ Riqueza + Error.

Los modelos propuestos fueron validados frente al modelo nulo. Todos los modelos cumplieron el supuesto de homocedasticidad. Los coeficientes del modelo se calcularon con el método de máxima verosimilitud utilizando el paquete glmmTMB (Brooks *et al.* 2017). Los gráficos se realizaron con el paquete ggplot2 (Wickham 2016).

RESULTADOS

Estos resultados incluyen los taxones registrados en las muestras de biodiversidad y cobertura. El listado completo de los taxones de invertebrados se encuentra en la Tabla I.2 presentada en el capítulo I y de algas en la Tabla IV.1 en el capítulo IV de este trabajo.

RIQUEZA EN RELACIÓN A LA URBANIZACIÓN

Al evaluar la riqueza promedio en relación a la urbanización en los diferentes niveles del intermareal de las playas urbanas y no urbanas de las dos costas de estudio con la variable sin corregir observamos lo siguiente. En la costa ASO la riqueza promedio en el nivel bajo y medio es mayor en la playa urbana respecto a la no urbana mientras que, en la costa de CB la riqueza promedio es mayor en los niveles medio y alto de la playa no urbana (FIGURA II.1.A). Al corregir la variable por rarefacción (FIGURA II.1.B) se observó que la riqueza promedio para la costa ASO es mayor en el nivel alto de la playa no urbana respecto a la urbana mientras que, en la costa de CB no se observaron diferencias en la riqueza promedio de los diferentes niveles en las playas urbanas y no urbanas.

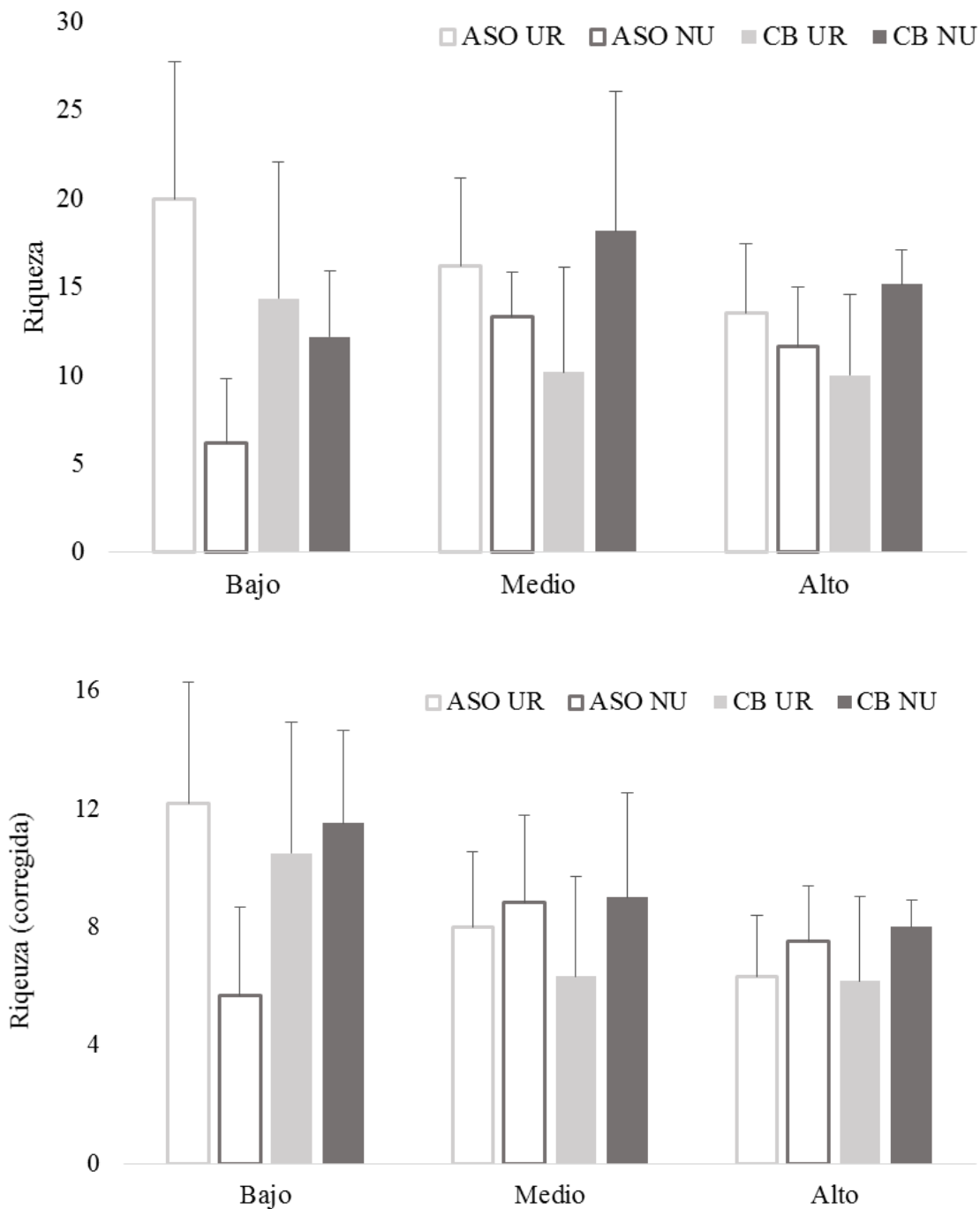


FIGURA II.1: A) Riqueza promedio y B) Riqueza promedio corregida por rarefacción de invertebrados por costa, urbanización y nivel del intermareal en Tierra del Fuego, Argentina (□= costa Atlántica SO playa urbana; □= costa Atlántica SO playa no urbana; ■= costa Canal Beagle playa urbana; ■= costa Canal Beagle playa no urbana; barra superior = desvió estándar).

Tabla II.1: Resultados del modelo mlc: *Riqueza corregida* ~ *Costa * Urbanización + Urbanización * Nivel + (1/ Año/Sitio) + E* con distribución Conway-Maxwell Poisson (CB = Canal Beagle; UR = playa urbana; Var = varianza; obs = número de observaciones; ICC = coef. de correlación intraclase).

	Coef. estimado	ES	<i>p</i>-valor
Parte Fija			
(Intercepto)	1.888	1.161	< 0.0001
Costa (CB)	0.259	0.101	0.01
Urb (UR)	-0.008	0.154	0.95
Nivel (Bajo)	0.102	0.125	0.41
Nivel (Medio)	0.14	0.124	0.25
Costa (CB) * Urb (UR)	-0.4	0.143	0.005
Urb (UR) * Nivel (Bajo)	0.492	0.177	0.005
Urb (UR) * Nivel (Medio)	-0.002	0.185	0.98
Parte aleatoria			
Var. Año * Sitio (obs:24)	6.54 x 10 ⁻¹⁰		
Var. Año (obs:3)	4.35 x 10 ⁻²		
ICC Año * Sitio	0.0073		
Observaciones	72		

El modelo ajustado (Tabla II.1) con interacción entre los factores Urbanización y Nivel, y Urbanización y Costa (mlc), mostró que el efecto de la presencia de urbanización en el Canal Beagle es significativamente diferente al efecto en la costa Atlántica (en relación al *intercept*) (*p*-valor < 0,01), y que el efecto de la urbanización en el nivel bajo del intermareal UR fue significativamente diferente del nivel alto NU (en relación al *intercept*) (*p*-valor < 0,01). La estructura de correlación inducida por el factor aleatorio o coeficiente de correlación intraclase (ICC) indica que el 0,007% de la variación aleatoria en los valores de riqueza fue explicado por la variación entre sitios en cada año.

Según este modelo (Tabla II.2), no se esperan diferencias en los valores de riqueza promedio en la costa ASO respecto a la urbanización, y se espera en la costa CB que la riqueza promedio disminuya en playas UR entre un 0,68% y hasta un 21,25% respecto a

las NU. La urbanización también presentó efectos sobre el Nivel Bajo. Se espera que la Riqueza promedio del Nivel Bajo de las playas UR aumente entre un 1,04% y hasta un 31,41% respecto a las NU.

Tabla II.2: Tamaños de efectos simples del modelo m1c. Efecto de la Urbanización sobre la variable Riqueza corregida entre Costa y Niveles (ASO = Atlántica Suroccidental, CB = Canal Beagle, - = sin efecto). Intervalos calculados con una confianza del 95%.

Efecto de la urbanización sobre	Tamaño de efecto sobre la variable Riqueza (corregida)
Costa ASO	-
Costa CB	Disminuye desde 0,68% hasta 21,25%
Nivel Alto	-
Nivel Medio	-
Nivel Bajo	Aumenta desde 1,04% hasta 31,41%

Al realizar el modelo para la costa de CB (ver modelo mCBc ANEXO CAPITULO II) la interacción entre los factores Urbanización y Nivel no resultó significativa (drop1 test, $p\text{-valor} > 0,05$) por lo que se plantea un nuevo modelo aditivo (*i.e.* sin interacción). Este nuevo modelo mCBc2 (Tabla II.3) presentó significancia en Urbanización ($p\text{-valor} < 0,05$) y Nivel Bajo (en relación al Nivel Alto tomado como *intercept*) ($p\text{-valor} < 0,001$) y el ICC indica que menos del 0,0001% de la variación aleatoria en los valores de riqueza fue explicado por la variación entre Sitios en cada año.

Tabla II.3: Resultados del modelo mCBC2 para Canal Beagle: *Riqueza corregida ~ Urbanización + Nivel + (1/ Año/Sitio) + E* con distribución Conway-Maxwell Poisson. Dispersión del modelo = 1.16 (UR = playa urbana; Var = varianza; obs = número de observaciones; ICC = coef. de correlación intraclase).

	Coef. estimado	ES	p-valor
Parte Fija			
(Intercepto)	2.0283	0.1774	< 0.0001
Urb (UR)	-0.2129	0.0967	0.027
Nivel (Bajo)	0.4408	0.1176	< 0.001
Nivel (Medio)	0.0801	0.1274	0.529
Parte aleatoria			
Var. Año * Sitio (obs:12)	5.37 x 10 ⁻¹⁰		
Var. Año (obs:3)	6.29 x 10 ⁻²		
ICC Año * Sitio		< 0.001	
Observaciones		36	

Según este modelo, la costa de CB presenta mayor riqueza promedio en la playa NU respecto a la UR. La prueba *a posteriori* mostró también diferencias entre el Nivel Bajo y los otros niveles, presentando este mayor riqueza promedio que los Niveles Medio y Alto (*p-valor* < 0,005) (FIGURA II.2). Este resultado es acorde a lo observado en la FIGURA II.1.B.

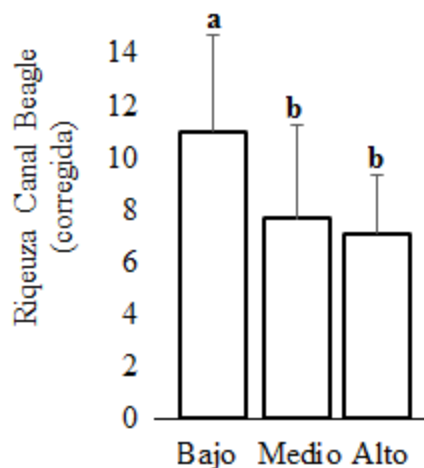


FIGURA II.2: Riqueza promedio de invertebrados corregida por rarefacción en el Nivel Alto, Medio y Bajo del intermareal rocoso de Canal Beagle en Tierra del Fuego, Argentina (Letras diferentes corresponden a diferencias significativas).

En el caso del modelo realizado para la costa ASO (mASOc) la interacción entre los factores Urbanización y Nivel resultó significativa ($p\text{-valor} < 0.0001$), se observó que el Nivel Bajo UR presenta mayor riqueza que el Nivel Alto NU (en relación al *intercept*) y el ICC indica que el 0,003% de la variación aleatoria en los valores de riqueza fue explicado por la variación entre Sitios en cada año (Tabla II.4).

La prueba *a posteriori* mostró que el Nivel Bajo de la playa UR presentó mayor riqueza respecto al mismo nivel en la playa NU ($p\text{-valor} < 0,05$) y frente a los niveles alto y medio tanto de la playa UR como NU ($p\text{-valor} < 0,05$) (FIGURA II.3). Este resultado es acorde a lo observado en la FIGURA II.1.B.

Tabla II.4: Resultados del modelo mASOc para costa Atlántica Suroccidental: Riqueza corregida ~ Urbanización * Nivel + (1| Año/Sitio) + E con distribución Conway-Maxwell Poisson. Dispersión del modelo = 1.14 (UR = playa urbana; Var = varianza; obs = número de observaciones; ICC = coef. de correlación intraclase).

	Coef. estimado	ES	p
Parte Fija			
(Intercepto)	2.00159	0.145	< 0.0001
Urb (UR)	-0.17305	1.7761	0.330
Nivel (Bajo)	-0.28098	0.17106	0.100
Nivel (Medio)	0.16361	0.15192	0.282
Urb (UR) * Nivel (Bajo)	0.93351	0.22752	< 0.0001
Urb (UR) * Nivel (Medio)	0.06991	0.22285	0.754
Parte aleatoria			
Var. Año * Sitio (obs:12)	0.01214		
Var. Año (obs:3)	0.01925		
ICC Año * Sitio		0.003	
Observaciones		36	

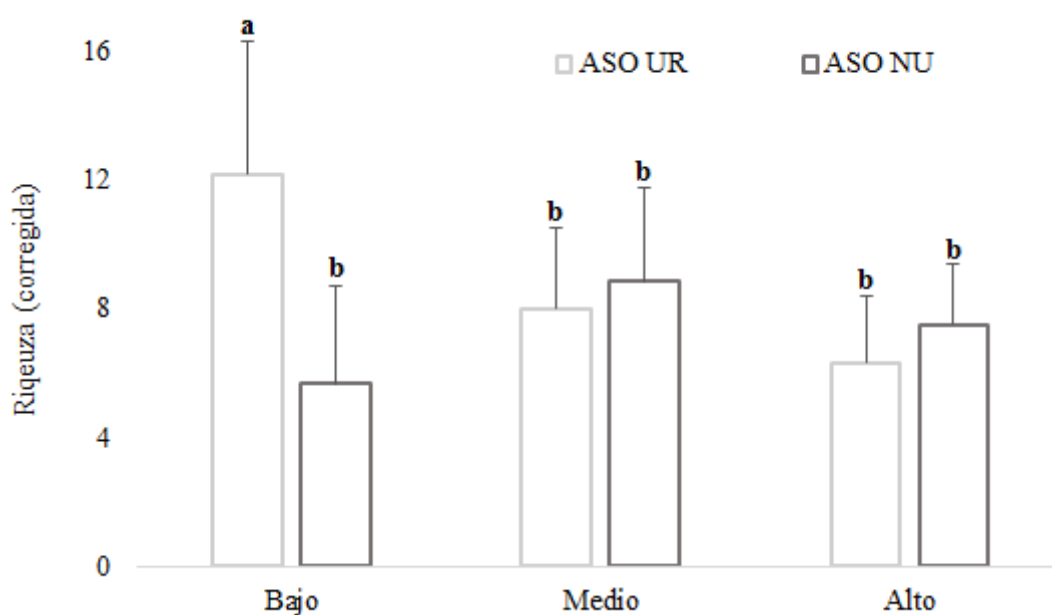


FIGURA II.3: Riqueza promedio corregida por rarefacción de invertebrados en el Nivel Alto, Medio y Bajo de playa Urbana (UR) y No urbana (NU) del intermareal rocoso de la costa Atlántica Suroccidental (ASO) en Tierra del Fuego, Argentina (□ = playa urbana; ■ = playa no urbana; bigotes = desvío estándar, letras diferentes corresponden a diferencias significativas).

Según el modelo mASOc se espera para el nivel bajo UR de la costa ASO un aumento de la riqueza promedio entre un 19,69% y hasta un 78,72% respecto a la playa NU (Tabla II.5).

Tabla II.5: Tamaños de efectos simples del modelo mASOc. Efecto de la Urbanización sobre la variable Riqueza corregida en los Niveles del Intermareal (- = sin efecto). Intervalos calculados con una confianza del 95%.

Efecto de la urbanización sobre	Tamaño de efecto sobre la variable Riqueza (corregida)
Nivel Alto	-
Nivel Medio	-
Nivel Bajo	Aumenta desde 19,69% hasta 78,72%

Cuando la variable Riqueza no es corregida por el proceso de rarefacción, los resultados son diferentes en los tres modelos descriptos: en el modelo completo que incluye al factor Costa (ver modelo m1 en ANEXO CAPITULO II), se observó interacción entre la Urbanización y la Costa como sucede con la variable corregida (p -valor $< 0,001$). Sin embargo, al estudiar esta interacción en la costa ASO, se espera que la riqueza promedio en playas UR sea entre un 6,91% hasta un 50,55% mayor que en las NU cuando el mismo modelo con la variable corregida no mostró un efecto de la urbanización en esta costa. Por otro lado, en la costa CB no se observan diferencias entre playas UR y UN mientras que, en el modelo con la variable corregida, sí se observó una leve disminución de la riqueza por efecto de la urbanización. La interacción entre Nivel y Urbanización también resultó significativa en este modelo (p -valor $< 0,001$). Según este modelo con la variable sin corregir, se espera que los Niveles Bajos muestren mayor riqueza en playas UR respecto a las NU como sucede con la variable corregida. Sin embargo, en este caso el aumento esperado fue entre un 13,75 % hasta 63,32%, es decir fue mayor que cuando se corrige la variable Riqueza.

Al realizar un modelo para cada costa con la variable sin corregir, se observó en el caso de la costa CB (ver mCB en ANEXO CAPITULO II) que el modelo presenta interacción entre los factores Urbanización y Nivel ($p\text{-valor} < 0,05$) mientras que al usar la variable corregida la interacción no resulta significativa. Según este modelo, se espera en el Nivel Bajo que la riqueza promedio disminuya en la playa UR respecto al NU entre un 4,28% y un 43,70%. Por otro lado, en el caso de la costa ASO, tanto el modelo con la variable riqueza (ver mASO en ANEXO CAPITULO II) como el modelo con la variable corregida (mASOc) presentaron significativas las interacciones entre los factores Urbanización y Nivel ($p\text{-valor} < 0,0001$). Sin embargo, en este caso el aumento esperado fue entre 40,39% hasta 130,60%, es decir fue mayor que cuando se corrige la variable Riqueza.

Finalmente, el supuesto de homocedasticidad se verificó en todos los modelos mencionados (FIGURA II.4).

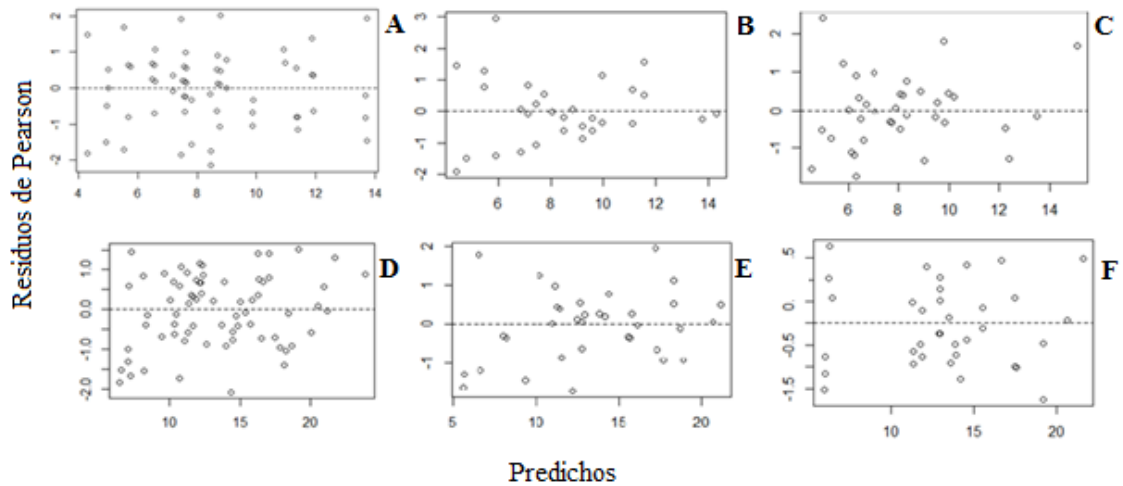


FIGURA II.4: Grafico de dispersión de los residuos de Pearson de los modelos utilizados: **A)** Modelo m1c: Riqueza corregida ~ Costa * Urbanización + Urbanización * Nivel + (1| Año/Sitio) + Error; **B)** Modelo mCBc2: Riqueza corregida ~ Urbanización + Nivel + (1| Año/Sitio) + Error; **C)** Modelo mASOc: Riqueza corregida ~ Urbanización * Nivel + (1| Año/Sitio) + Error; **D)** Modelo m1: Riqueza ~ Costa * Urbanización + Urbanización * Nivel + (1| Año/Sitio) + Error; **E)** Modelo mCB: Riqueza ~ Urbanización * Nivel + (1| Año/Sitio) + Error; **F)** Modelo mASO: Riqueza ~ Urbanización * Nivel + (1| Año/Sitio) + Error.

RIQUEZA EN RELACIÓN A LA PRESENCIA DE LA MATRIZ DE MEJILLONES

Para el caso de la presencia de la matriz de mejillones se eligió el modelo (**d**) en función de la riqueza de invertebrados (AIC modelo **c**: 95,6; **d**: 95,6 y **e**: 98,9). Se eligió ese modelo frente al del mismo AIC dado que, en general los organismos asociados a la matriz son macroinvertebrados, ya sea porque dependen de esta como hábitat o como refugio durante la marea baja (Arribas *et al.* 2014, Silliman *et al.* 2011). Los resultados indican que la presencia de la matriz generada por los mejillones no tiene relación con la riqueza de macroinvertebrados del ensamble, ni en las playas urbanas ni en las no urbanas (FIGURA II.5).

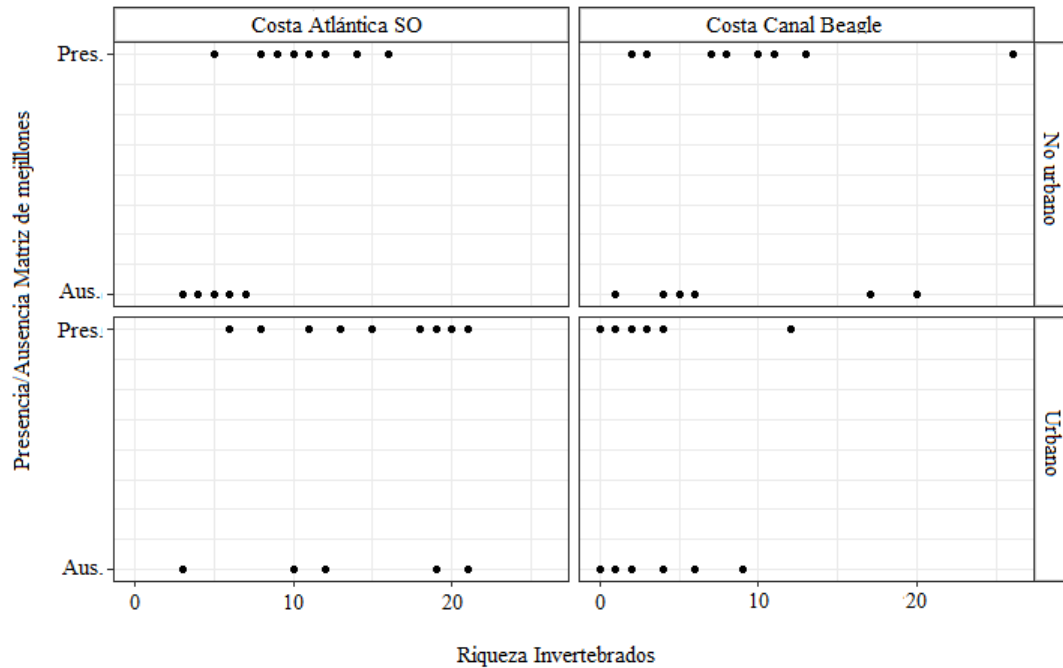


FIGURA II.5: Relación entre la presencia de la matriz de mejillones y la riqueza del ensamble de macroinvertebrados bentónicos de las costas rocosas de Tierra del Fuego, Argentina. Muestreo realizado en verano 2015 en playas urbanas y no urbanas de las costas Atlántica SO y Canal Beagle. Modelo: presencia de la matriz ~ riqueza de macroinvertebrados + Error. Distribución binomial (p -valor > 0,05).

RIQUEZA EN RELACIÓN A LA PRESENCIA DE PREDADORES

En el intermareal de TDF encontramos unos pocos organismos capaces de cumplir el rol de predadores tope, estos son la estrella *Anasterias antarctica* y el gasterópodo *Trophon geversianus*. Las estrellas son, por lo general, predadores voraces del área intermareal (Paine 1969, 1974) y *T. geversianus* es un caracol perforante especialista en mitílidos y según Miloslavich *et al.* (2016) es una de las especies más abundantes en los intermareales en las costas del área de estudio (CB y ASO). Se evaluó entonces si la presencia-ausencia de estos predadores tiene relación con la riqueza del área.

En el caso de la presencia-ausencia de *Trophon geversianus* en función de la riqueza también se trabajó con el modelo (d) de riqueza de macroinvertebrados (AIC

modelo **c**: 62,7; **d**: 62,1 y **e**: 65,6). Los resultados indican que la presencia del gasterópodo *T. geversianus* no guarda relación con la riqueza de macroinvertebrados del intermareal rocoso, ni en las playas urbanas ni en las no urbanas (FIGURA II.6).

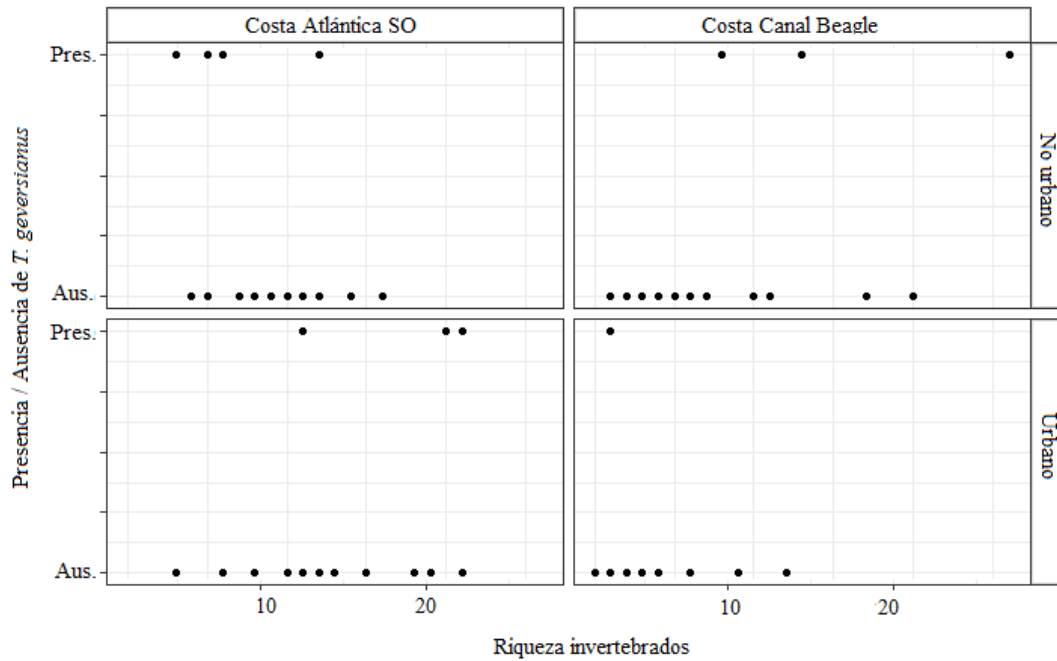


FIGURA II.6: Relación de la presencia del gasterópodo *Trophon geversianus* con la riqueza del ensamble de invertebrados bentónicos de las costas rocosas de Tierra del Fuego, Argentina. Muestreo realizado en verano 2015 en playas urbanas y no urbanas de las costas Atlántica SO y Canal Beagle. Modelo: presencia de *T. geversianus* ~ riqueza de invertebrados + Error. Distribución binomial (p -valor > 0,05).

En el caso de *Anasterias antarctica* se trabajó con el modelo (c) en función de la riqueza total de organismos bentónicos (AIC modelo **c**: 14,9; **d**: 15,1 y **e**: 31,7). Los resultados indican que la estrella *A. antarctica* se encuentra únicamente cuando la riqueza total del parche es alta, con presencia en las playas no urbanas en CB y en las urbanas en ASO (FIGURA II.7).

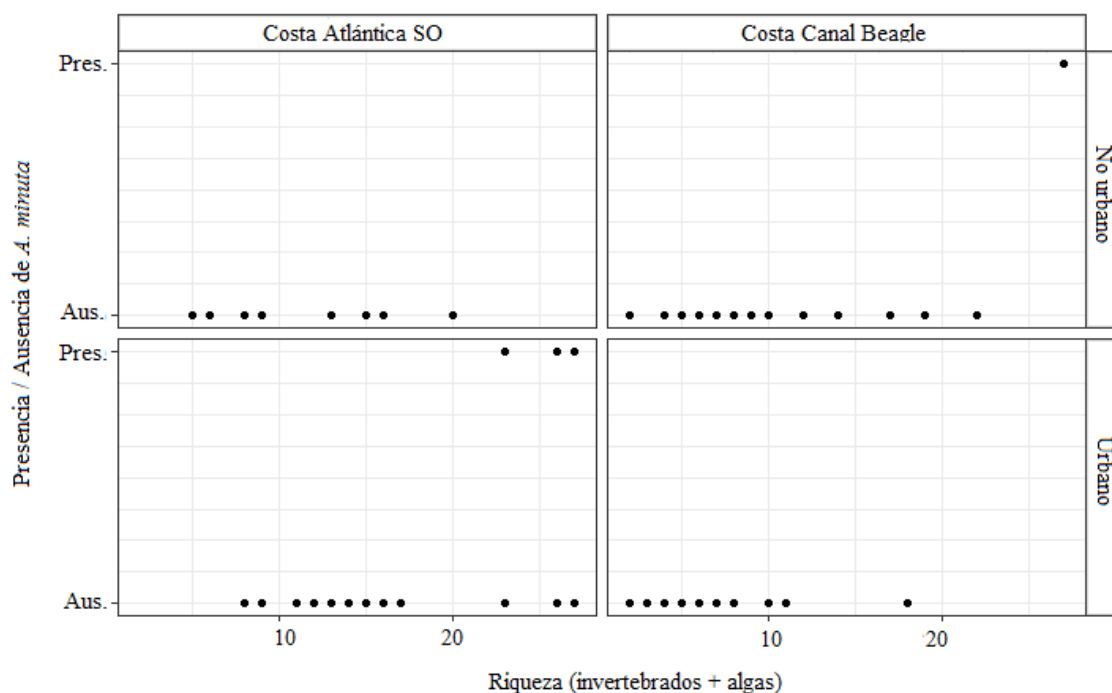


FIGURA II.7: Relación de la presencia de *Anasterias antarctica* con la riqueza total del ensamble de las costas rocosas de Tierra del Fuego, Argentina. Muestreo realizado en verano 2015 en playas urbanas y no urbanas de las costas Atlántica SO y Canal Beagle. Modelo: presencia de *A. antarctica* ~ riqueza total + Error. Distribución binomial (p -valor < 0,05).

DISCUSIÓN

El presente trabajo documenta una riqueza de especies similar a la encontrada en zonas cercanas en estudios previos. Por ejemplo, en el nivel medio del intermareal dentro del banco de mitílidos se registraron 40 especies en la costa de Río Grande al norte de la zona de muestreo (Silliman *et al.* 2011). En Isla Navarino en CB (Chile) frente a la playa UR de esa costa (Argentina) se registraron 34 especies de moluscos (Ojeda *et al.* 2014) de identidad similar a los 37 taxones de moluscos registrados en el presente estudio. También, un estudio realizado en el submareal de la Bahía San Sebastián (53° 20'S, 68° 30'W), sobre la costa ASO al norte de TDF, se registraron un total 113 taxones de macroinvertebrados (López Gappa y Sueiro 2007). Si bien el sustrato de la bahía es

diferente al estudiado, los valores parecerían indicar una elevada riqueza a lo largo de las costas de TDF.

Para estudiar la relación cuantitativa entre la riqueza y factores ambientales o antrópicos como el nivel de intermareal, la costa (ASO o CB) o la urbanización, es necesario realizar la corrección por rarefacción de la variable. Esta corrección consiste en ajustar los valores de riqueza según la cantidad de organismos muestreados, de manera que la variable no se vea afectada por el tamaño de la muestra. En la bibliografía se encuentran trabajos que realizan y no realizan esta corrección y, aunque cómo debe realizarse esta corrección todavía es una cuestión discutida (Chao *et al.* 2014), los resultados obtenidos en este trabajo muestran que la falta de corrección afecta significativamente a los resultados, mostrando patrones diferentes a los encontrados con la variable corregida.

Los modelos ajustados con la variable corregida muestran un efecto de la urbanización en la riqueza diferente para cada costa. En la costa de CB la riqueza promedio es mayor en la playa NU respecto a la UR y el nivel bajo en ambas playas presenta mayor riqueza promedio que los niveles medio y alto (no hay interacción entre nivel y urbanización). En la costa ASO la riqueza promedio del nivel bajo de la playa UR fue mayor respecto al mismo nivel en la playa NU y frente a los niveles altos y medio tanto de la playa UR como NU. Frente a estos resultados y asumiendo una disminución de la riqueza asociada al efecto de la urbanización, podríamos concluir que este efecto es observable en la costa del CB pero no en ASO. En otros trabajos se ha encontrado que un proceso de degradación ecológica ha estado asociado a un aumento en el número de especies (forma en la que se evalúa la riqueza en este trabajo) (Martinetto *et al.* 2010; Biancalana y Torres 2011) y no una disminución de la riqueza en las playas urbanas. Aun así, en estos casos la aparición de especies oportunistas o especies exóticas introducidas

por la actividad humana aumentó el total de especies encontradas. En este trabajo no se ha abordado la caracterización de la ecología de las especies del intermareal por lo que se desconoce la presencia de especies exóticas. Un estudio más detallado del rol funcional de las especies sería necesario para evaluar este punto.

En lo relativo a las diferencias entre niveles del intermareal, ambas costas muestran mayor riqueza en los niveles bajos urbano, y en la costa CB también en el nivel bajo no urbano. Este resultado coincide con lo registrado en los niveles bajos de la provincia de Buenos Aires (Olivier *et al.* 1966, López Gappa *et al.* 1993). En el caso del CB, el aumento de la riqueza de especies en el nivel bajo podría ser explicado por las masas de agua que reciben las descargas de la ciudad e industria, generando un aumento en los nutrientes que conllevan a procesos de eutrofización en la zona urbana del canal (Amin *et al.* 2011b; Duarte *et al.* 2011; Gil *et al.* 2011). Este enriquecimiento en nutrientes en el agua costera podría permitir el asentamiento de organismos en el nivel que permanece mayor cantidad de tiempo sumergido. Otros estudios en la zona urbana de CB muestran como la eutrofización, en conjunto con la temperatura y salinidad de las aguas, impactan en la identidad y abundancia de las especies encontradas favoreciendo la presencia de especies oportunistas (Biancalana y Torres 2011). Asimismo, este escenario también podría explicar el mismo patrón en la playa NU del CB, aunque, no se conocen estudios que respalden el proceso de eutrofización de las aguas de esa playa. Por otro lado, en la costa ASO no encontramos evidencias de eutrofización de las aguas costeras. Es posible que la condición de ser una playa abierta y expuesta al oleaje, genere un intercambio de las masas de agua mayor que diluya el posible impacto de la Ciudad de Rio Grande.

Como la urbanización, la presencia de la matriz del mejillinar y la presencia de posibles predadores tope también fueron consideradas como factores que podrían influenciar la riqueza del ensamble en el área de estudio.

Mucho se ha discutido sobre el rol de los mitílidos como ingenieros ecosistémicos y su función en el aumento de la biodiversidad (Gutiérrez *et al.* 2011, Arribas *et al.* 2013). La matriz de mitílidos en los intermareales rocosos permite el asentamiento de otras especies debido a la estructura física que ofrecen y el resguardo frente a las condiciones ambientales. Contrario a lo esperado, en TDF la riqueza no mostró relación con la presencia de la matriz. Este resultado resulta interesante ya que en otros estudios (Dye 1992; Tokeshi y Romero 1995; Günther 1996, Palomo *et al.* 2007; Arribas *et al.* 2013) la matriz del mejillinar aumenta la biodiversidad del área en relación con zonas sin mejillinar. En el caso de los intermareales de TDF esto podría deberse a que la matriz del mejillinar no es el único ingeniero ecosistémico allí presente. Por ejemplo, la macroalga *Coralina* sp. podría también cumplir una función similar, tal como se ha observado en otra zona de Patagonia (Bertness *et al.* 2006). En TDF, entre los talos de *Coralina* sp. se hallaron frecuentemente pequeños bivalvos (*e.g.* *Lasaea* sp.) y biodiversidad de poliquetos. Otro posible generador de microhábitats en los niveles bajos de la costa ASO es el perforante *Darina solenoide*. Si bien esta especie no ha sido evaluada como tal, existen evidencias de bivalvos perforantes (*Lithophaga patagónica* en Bagur *et al.* 2016) que, en conjunto la matriz del mejillinar, contribuyen de forma complementaria en la riqueza del área. Entonces, en concordancia con lo propuesto por Bagur *et al.* (2016), las diferentes estructuras que brindan cada uno de los ingenieros ecosistémicos en conjunto con las modificaciones favorables de las condiciones abióticas, respecto a ambientes sin ingenieros, las costas de TDF podrían ser ejemplo del efecto complementario de la presencia de más de un ingeniero ecosistémico en relación a la riqueza del área.

Respecto a la relación entre riqueza y los posibles predadores tope, la presencia del gasterópodo *Trophon geversianus* no mostró relación con la riqueza. *T. geversianus* es cazador activo especializado en mitílidos (Miloslavich *et al.* 2016) que se alimenta generando perforaciones en sus presas para acceder a las partes blandas de los mejillones u otras especies disponibles, pudiendo entonces influir sobre la estructura del ensamble. Aun así, durante los muestreos realizados pocos ejemplares fueron registrados u observados en el área de muestreo. La baja frecuencia y abundancia registradas coinciden con estudios previos realizados por Calcagno *et al.* (2012) en donde se menciona la presencia de un solo ejemplar en un periodo de cuatro años. En el caso de *A. antártica*, su presencia en la zona intermareal presentó relación con mayores valores de riqueza. Estas estrellas predan sobre variedad de invertebrados de pequeño tamaño registrados en el área de estudio (Gil 2002, Gil y Zaixzo 2007). Al mismo tiempo, la relación entre estrellas de mar y mitílidos ha sido muy estudiada, principalmente en el hemisferio norte, donde las estrellas son estructuradoras de la comunidad del nivel medio del intermareal al predar directamente sobre el mejillinar (*Mytilus californianus*) (Paine 1974). En Patagonia, el rol estructurador de *A. antarctica* y otros predadores, en relación al consumo de mitílidos, ha sido desestimado frente a las extremas condiciones climáticas de la región (Bertness *et al.* 2006, Hidalgo *et al.* 2007, Silliman *et al.* 2011, Calcagno *et al.* 2012). En particular Hidalgo *et al.* (2007) reporta que la predación de *A. antactica* sobre *Mytilus* sp. en el área es baja. Asimismo, durante los muestreos se las observó con frecuencia alimentándose de las puestas de huevos de *T. geversianus*. Por lo tanto, la presencia de esta estrella podría ser un factor estructurador de la comunidad del intermareal no por su consumo de mitílidos, sino como posible controlador de la población de *T. geversianus*, consumidor oportunista de numerosas especies y por esto se las encuentra en zonas de mayor riqueza de especies.

ANEXO CAPITULO II

Modelos GLMM con distribución Conwell-Maxell Poisson:

(m1) $Riqueza \sim Costa * Urbanización + Urbanización * Nivel + (1|Año/Sitio) + Error$

(m1c) $Riqueza\ corregida \sim Costa * Urbanización + Urbanización * Nivel + (1|Año/Sitio) + Error$

(mCB) $Riqueza \sim Urbanización \times Nivel + (1|Año/Sitio) + Error$

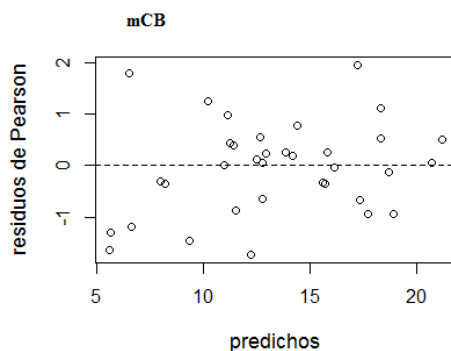
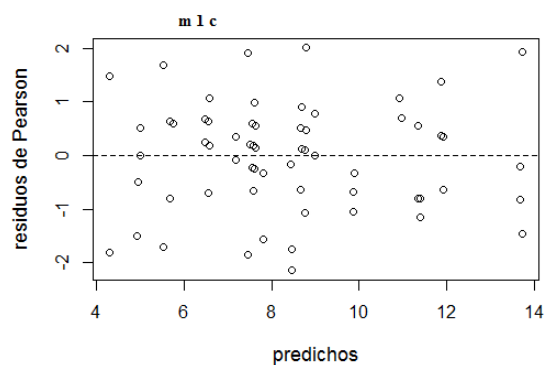
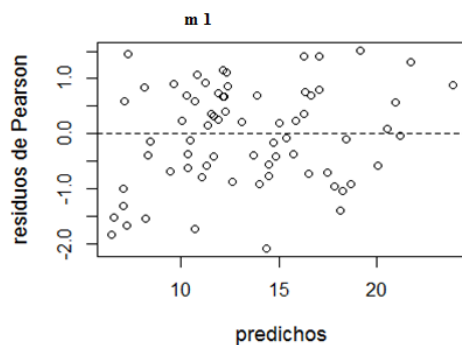
(mCBc) $Riqueza\ corregida \sim Urbanización * Nivel + (1|Año/Sitio) + Error$

(mCBc2) $Riqueza\ corregida \sim Urbano + Nivel + (1|Año/Sitio) + Error$

(mASO) $Riqueza \sim Urbanización * Nivel + (1|Año/Sitio) + Error$

(mASOc) $Riqueza\ corregida \sim Urbanización \times Nivel + (1|Año/Sitio) + Error$

Los residuos de todos los modelos propuestos cumplen el supuesto de homocedasticidad, ya que no se observan patrones en la dispersión de los residuos de Pearson.



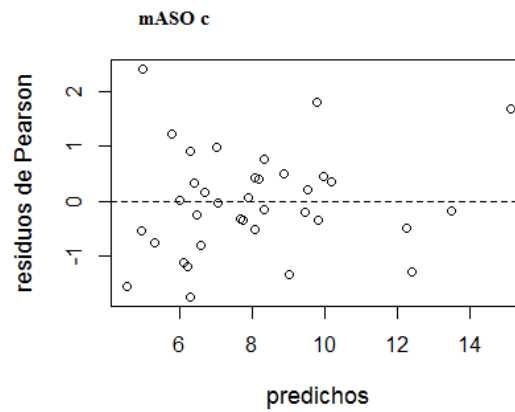
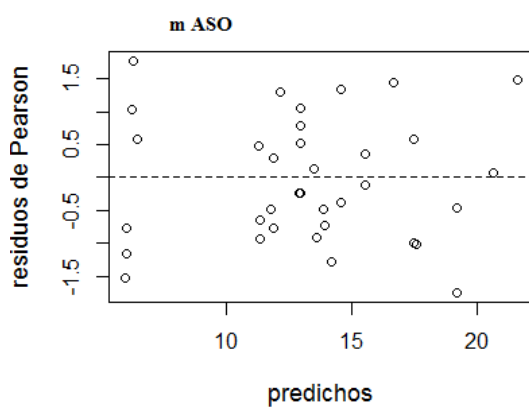
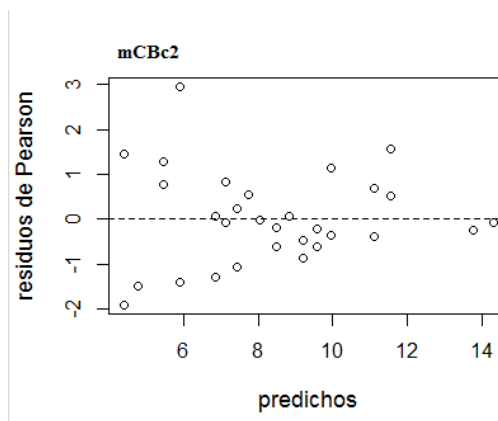
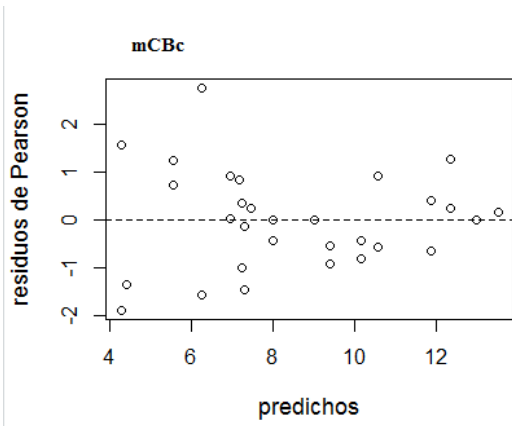
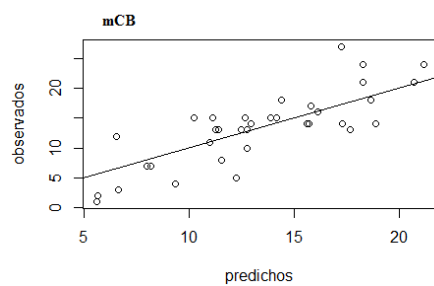
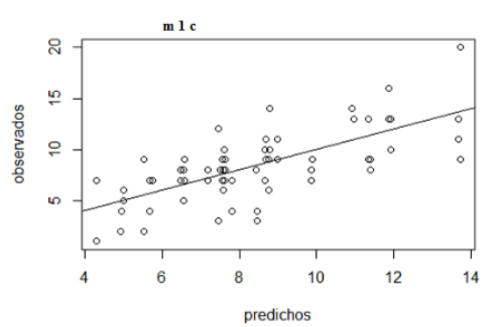
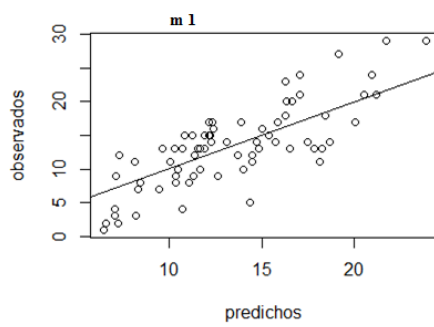
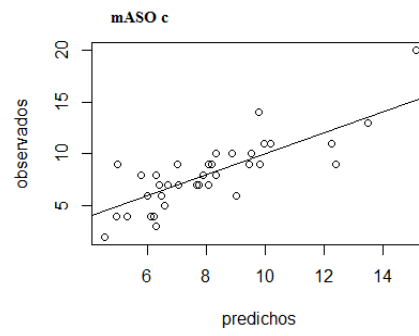
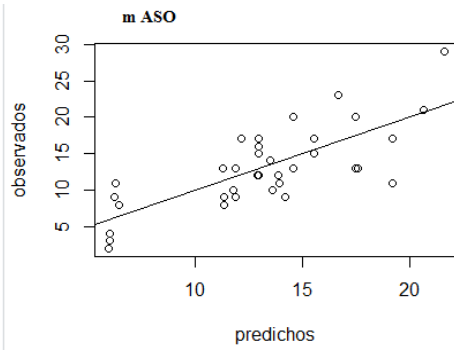
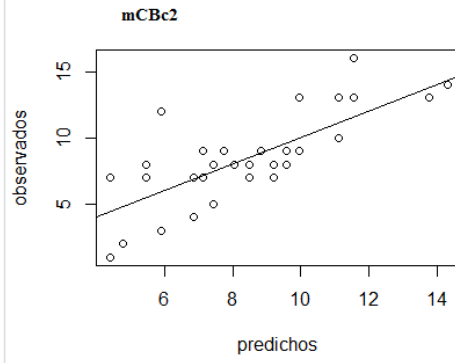
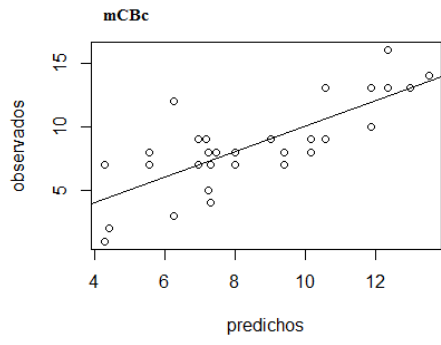


Gráfico de residuos observados vs predichos presenta un buen ajuste en todos los casos. A continuación, se presentan los gráficos.





CAPITULO III.

**ESTRUCTURA DEL ENSAMBLE DE
MACROINVERTEBRADOS DEL
INTERMAREAL ROCOSO DE TIERRA DEL
FUEGO, ARGENTINA.**

INTRODUCCIÓN

La zona intermareal conecta la porción terrestre y marina. Los organismos capaces de vivir en esta franja están expuestos a cambios periódicos en las condiciones ambientales como la desecación (Seed 1996) y la fuerza del oleaje (Arribas *et al.* 2014). En los intermareales rocosos estos organismos conforman comunidades que se regulan tanto por las condiciones bióticas como abióticas (Connell 1972, Bertness *et al.* 2006; Calcagno *et al.* 2012). La facilitación o competencia entre especies determina la distribución espacial y composición del ensamble en el nivel medio y bajo, mientras que los factores físicos lo hacen en el nivel alto (Connell 1972, Menge y Sutherland 1987). Algunos factores físicos importantes en el área son el grado de exposición al oleaje y el viento o desecación (Helmuth *et al.* 2006; Hidalgo *et al.* 2007; Silliman *et al.* 2011).

Los organismos bentónicos son también receptores de los impactos producidos por la urbanización. Los desechos antrópicos impactan sobre las costas modificando la calidad del agua (*e.g.* aumento de los niveles de compuestos nitrogenados, modificación de los valores de pH, oxígeno disuelto, turbidez, incremento de materia orgánica en suspensión) como ocurre en Bahía Ushuaia (Gil *et al.* 2011). Estos organismos además se encuentran al alcance de las personas (Addessi 1994) y, por eso, son más vulnerables al impacto antrópico directo en comparación con los organismos del submareal donde el acceso directo de la población se encuentra restringido por la misma masa de agua. A su vez, el impacto antrópico es distinto dependiendo de la zona del intermareal en donde se encuentren los organismos. El intermareal alto, que se encuentra la mayor parte del tiempo expuesto, es más susceptible a impactos directos de la población, por pisoteo o pesca artesanal de especies comestibles, etc. (Schiel y Taylor 1999, Thompson *et al.* 2002). El intermareal medio y bajo son los más susceptibles al impacto indirecto por

contaminación o cambios en las condiciones del agua debido a que se encuentran la mayor parte del tiempo sumergidos. Los cambios resultantes pueden alterar los patrones de biodiversidad, aumentando o disminuyendo tanto la abundancia de individuos como el número de especies (Orensanz *et al.* 2002; Elias *et al.* 2005; Torres y Caille 2009; Frascchetti *et al.* 2011).

El objetivo general de este capítulo fue describir y estudiar los ensambles de macroinvertebrados bentónicos en zonas urbanas y no urbanas de TDF, considerando el nivel del intermareal y la costa de estudio como variables explicativas

MATERIALES Y MÉTODOS

Los datos de esta sección se obtuvieron según el muestro descrito en la sección de METODOLOGÍA GENERAL DEL MUESTREO. Estos datos corresponden a la abundancia de los macroinvertebrados bentónicos del intermareal rocoso en zonas urbanas y no urbanas (ver ÁREA DE ESTUDIO GENERAL). La estructura del ensamble es entendida como una descripción detallada del predominio, rareza y composición de la biodiversidad en zonas urbanas y no urbanas de las costas rocosas de TDF.

Para describir la estructura del ensamble se utilizaron curvas de rango abundancia (Whittaker 1965) también conocida como curvas de dominancia-diversidad (Feinsinger 2003, Feinsinger y Ventosa Rodríguez 2014). Estas, permiten determinar patrones de distribución de abundancia relativa (Magurran 2004) de especies en comunidades ecológicas. Se las obtiene ordenando jerárquicamente las especies presentes en cada unidad de muestreo según un ranking de abundancias relativas que se representa en escala logarítmica. La primera, de arriba para abajo, es la especie de mayor abundancia. La

abundancia relativa se expresó como $\log_{10}(p_i)$, siendo $p_i = n_i / N$, donde n_i = número de individuos del taxón i y N = número total de individuos totales encontrados en la muestra.

Para visualizar las posibles diferencias en los ensambles según las costas, urbanización, sitios y niveles del intermareal se realizó un escalamiento multidimensional no métrico (nMDS), usando el índice de disimilitud de Bray-Curtis (Bray y Curtis 1957). Luego, para evaluar si existen las diferencias observadas en el nMDS en la estructura del ensamble entre playas urbanas y no urbanas, costas, sitios y niveles del intermareal se realizó un análisis de varianza multivariado con base en permutaciones, PERMANOVA (Anderson 2001, McArdle y Anderson 2001). El análisis se realizó con dos factores fijos, urbanización y nivel, y tres factores aleatorios, año, costa y el sitio anidado en costa y urbanización. La hipótesis nula se construyó mediante la permutación de residuales bajo el modelo reducido (Anderson 2001). Para poder realizar el análisis se redujo la cantidad de variables (especies). Las especies con menos de 5 individuos en el total de los muestreos realizados o con frecuencia menor al 5 % en el total de muestras no fueron consideradas para este análisis. Este criterio fue necesario debido a la gran cantidad de ceros que aportan las especies raras a la matriz, lo que genera colinealidad entre las mismas, por lo que las estimaciones de los parámetros pueden verse seriamente afectadas, así como las varianzas incrementadas, impidiendo resolver el análisis estadístico. Para poner a prueba el supuesto de homogeneidad de varianza se utilizó la prueba de homogeneidad de dispersiones multivariada PERDIST (Anderson 2004). Se realizaron distintas transformaciones para homogeneizar las varianzas (raíz cuadrada, raíz cuarta, $\log(x+1)$) aunque en ninguno de los casos se logró la homogeneidad de dispersiones para todos los factores de todos los años de muestreo, por lo que se procedió a trabajar con los datos transformados por $\log(x+1)$ para reducir el efecto de los grupos dominantes de las muestras.

Para identificar las especies que contribuyen en mayor porcentaje a los patrones observados se realizó un análisis de los porcentajes de similitud (SIMPER, Clarke 1993) entre las interacciones significativas. Todos estos análisis fueron realizados con el programa PRIMER 6 & Permanova +.

RESULTADOS

En total se hallaron 27.455 macroinvertebrados marinos en el área de estudio pertenecientes a 109 taxones (ver Tabla I.2). De estos, veintidós (20,2%) estaban presentes todas las playas y treinta y dos (29,4%) en casi todas las playas *i.e.* en tres de las cuatro playas de estudio, lo que representa una superposición de especies en el área de estudio cercana al 50% de la biodiversidad registrada. Entre los otros macroinvertebrados coleccionados que no estaban presentes en las cuatro playas, algunas especies fueron exclusivas de una de las costas, es decir que estuvieron presentes en una costa y ausentes en la otra. Además, algunas especies sólo se registraron en una de las cuatro playas estudiadas o fueron exclusivas de playas urbanas o no urbanas. En la costa ASO fueron siete taxones los registrados en ambas playas de la costa, seis los registrados únicamente en la playa no urbana y doce los registrados únicamente en la playa urbana. En total son veinticinco taxones (22,9%) exclusivos de la costa ASO. En el caso del CB, se registraron seis taxones compartidos entre playas urbanas y no urbanas, tres únicamente en la urbana y cinco únicamente en la no urbana. En total son catorce taxones (12,8%) exclusivos del Canal Beagle. Además, diez taxones (9,2%) se encontraron únicamente en las playas urbanas o no urbanas de ambas costas. Por ejemplo, los poliquetos de la familia Maldanidae y los Membraniporas solo se encontraron en las playas urbanas de ASO y CB, mientras que ocho taxones fueron exclusivos de playas no urbanas. Entre estos últimos encontramos a los poliquetos de la familia Eunicidae, al

cangrejo *Peltarion spinulosum*, al caracol *Glypteuthria meridionalis*, y al bivalvo *Darina solenoides*. Por último, otros seis taxones (5,5%) fueron registrados en la playa urbana de una costa y en la no urbana de la otra y, treinta y dos (29,4%) taxones fueron registrados en tres de las cuatro playas de estudio.

Los más abundantes fueron organismos de talla pequeña como los reclutas de mitílidos, el bivalvo *Lasaea* sp. y el caracol *Littorina* sp., y también los mitílidos que conforman la matriz del mejillinar típica del nivel medio del intermareal, *Mytilus* sp. y *Perumytilus purpuratus*. Considerando todos los muestreos realizados, la playa con el mayor número total de individuos colectados fue la playa NU de CB mientras que la playa con el menor número de individuos fue la NU de la costa ASO. La primera presentó un total de 10.750 individuos (39,15% del total) y la segunda 2.240 individuos (8,15% del total) (Tabla III.1). En todas las playas estudiadas la mayoría de los individuos estaban en el nivel alto, seguido en cantidades por el nivel medio y por último el nivel bajo. Tomando los valores totales absolutos, el 56,46 % de los individuos muestreados estaban en el nivel alto, el 32,9% en el medio y el 10,7% en el bajo. Las proporciones de individuos en cada nivel fueron similares entre las playas, con la excepción de la playa de mayor abundancia de organismos (playa NU de CB) donde se registraron al 70,95% de sus organismos en el nivel alto, 26,35% en el medio y 2,70% en el bajo. En las otras tres playas (UR y NU en ASO y UR en CB) los porcentajes de individuos fueron entre el 46-50% para los niveles altos, entre el 33-40% para los niveles medios y entre el 10-20% para los bajos.

Tabla III.1: Total de ejemplares de invertebrados de tamaño mayor a 5 mm, colectados mediante sacabocados de 10 cm y posterior tamizado con malla de 0.05 mm en cada nivel (alto, medio y bajo) del intermareal de playas urbanas (UR) y no urbanas (NU) de la costa Atlántica Suroccidental (ASO) y Canal Beagle (CB) de Tierra del Fuego, Argentina.

		Nivel Alto	Nivel Medio	Nivel Bajo	TOTAL (Ind.)	%
CB	UR	3251	2761	926	6938	25,3
CB	NU	7627	2833	290	10750	39,2
ASO	UR	3502	2555	1470	7527	27,4
ASO	NU	1120	881	239	2240	8,16
TOTAL		15500	9030	2925	27455	
	%	56,46	32,9	10,7		

Para estudiar la estructura del ensamble en predominio, rareza y composición de la biodiversidad se realizaron curvas de rango abundancia en playas UR y NU para cada costa, sitio y nivel del intermareal. En todas se observó un gradiente vertical pronunciado que indica la heterogeneidad del ensamble en todos los niveles y por lo general, los taxones dominantes o de mayor abundancia fueron los mismos. Las curvas permiten observar también numerosos taxones en baja abundancia, principalmente en la costa ASO y también en los niveles bajos del CB y en el nivel medio de la playa NU del CB.

El ensamble de la costa del CB muestra biodiversidad de especies en el nivel alto (FIGURA III.1). La playa NU presenta dominancia de moluscos de pequeño tamaño (*Lasaea* sp., *Littorina* sp.) y de mitílidos (*Perumytilus purpuratus*, *Mytilus* sp., reclutas), junto a grandes abundancias de ácaros (Oribatide) y poliquetos (Capitellidae) y unas pocas especies raras. La playa UR, muestra un patrón similar al anterior, en donde los moluscos de pequeño tamaño resultaron muy abundantes y la dominancia en el ensamble estuvo compartida entre estos y los mitílidos. Los cirrípedios (*Notochthamalus scabrosus*) fueron abundantes en el nivel alto de la costa del CB. En el nivel medio (FIGURA III.2) la estructura del ensamble presenta algunas diferencias entre la playa UR

y NU, principalmente en la gran cantidad de especies en baja abundancia de la playa NU en comparación con la UR. En relación a las especies dominantes del ensamble, en la playa NU domina el mitílido *P. purpuratus* y los moluscos de pequeño tamaño, mientras que en la playa UR la dominancia es principalmente del mitílido *Mytilus* sp., aunque ambos mitílicos fueron muy abundantes en este nivel. En el nivel bajo (FIGURA III.3) es donde se observa la mayor cantidad de especies en muy baja abundancia de la costa CB. Los taxones dominantes en este nivel fueron variando entre el nemertino *Linues* sp., los cirrípedios (*N. scabrosus*, *Notobalanus flosculus*, *Austromegabalanus psittacus*), algunos poliquetos (Capitellidae, *Thelepus* sp.), isópodos del género *Ischyromene* y los mitílicos (*Mytilus* sp. y *P. purpuratus*). Comparando la estructura del ensamble del CB en la escala temporal se observa que la estructura se conserva en los tres niveles del intermareal, es decir la forma de curva es similar entre las muestras de cada nivel. Respecto a la escala espacial, la similitud entre los sitios aleatorios de muestreo de los años 2016 y 2017 también presentó una estructura conservada.

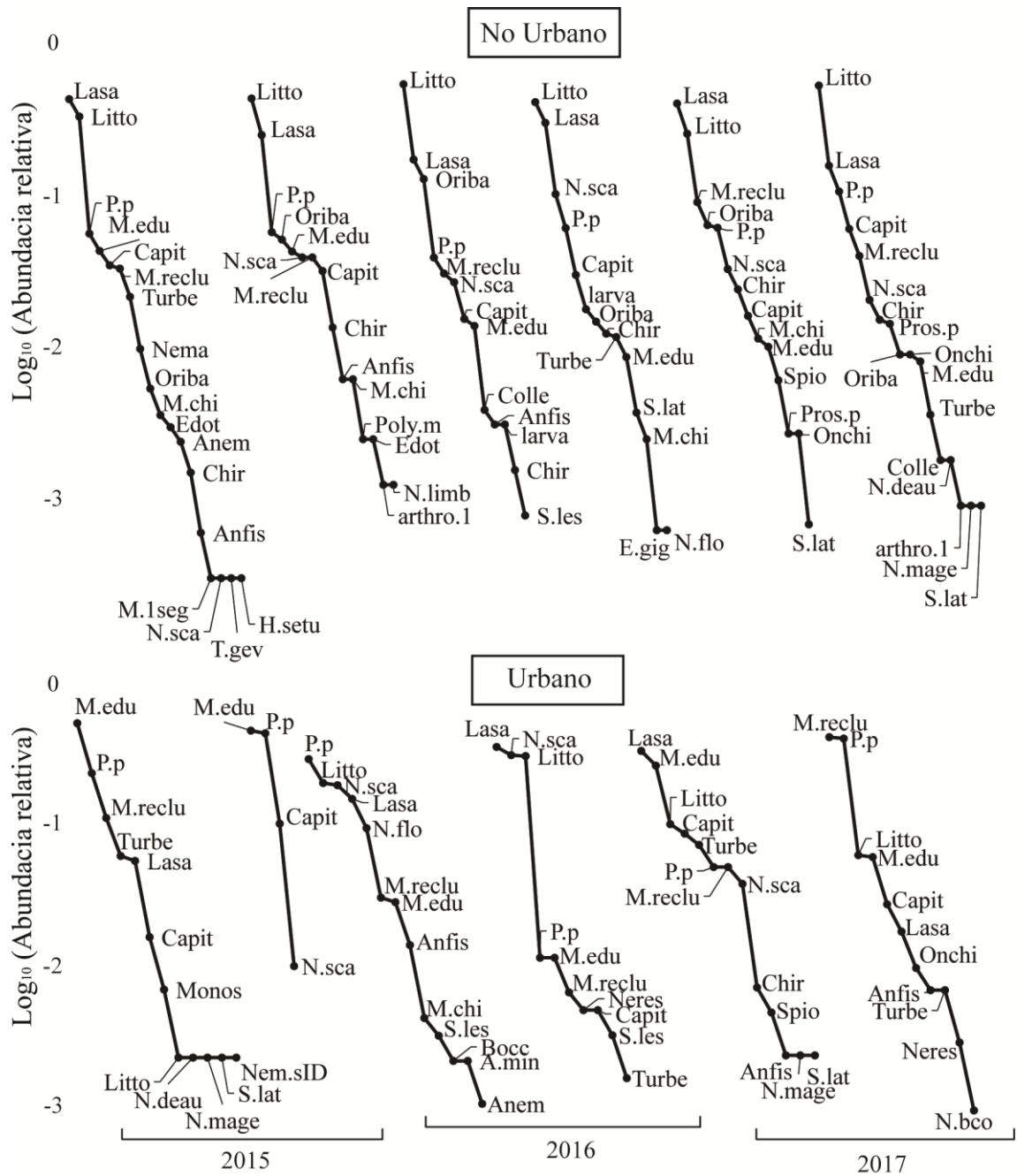


FIGURA III.1: Curvas de rango abundancia del nivel alto del intermareal rocoso urbano y no urbano de Canal Beagle (Tierra del Fuego, Argentina). Cada curva corresponde al pool de muestras obtenidas por sitio aleatorio en verano de 2015, 2016 y 2017. Las abreviaturas de los taxones están disponibles en ANEXO CAPITULO III.

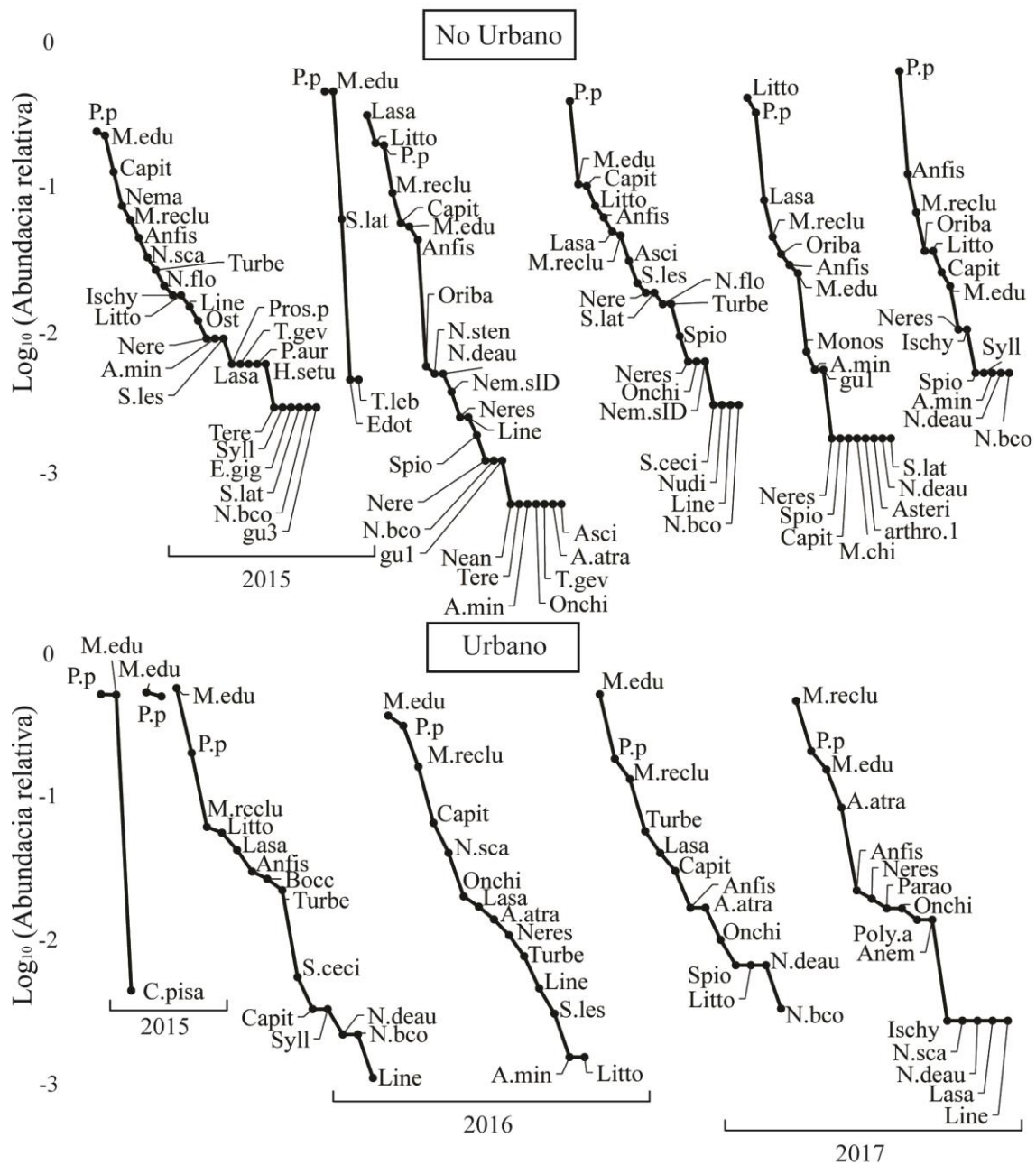


FIGURA III.2: Curvas de rango abundancia del nivel medio del intermareal rocoso urbano y no urbano de Canal Beagle (Tierra del Fuego, Argentina). Cada curva corresponde al pool de muestras obtenidas en cada sitio aleatorio en verano de 2015, 2016 y 2017. Las abreviaturas de los taxones están disponibles en ANEXO CAPITULO III.

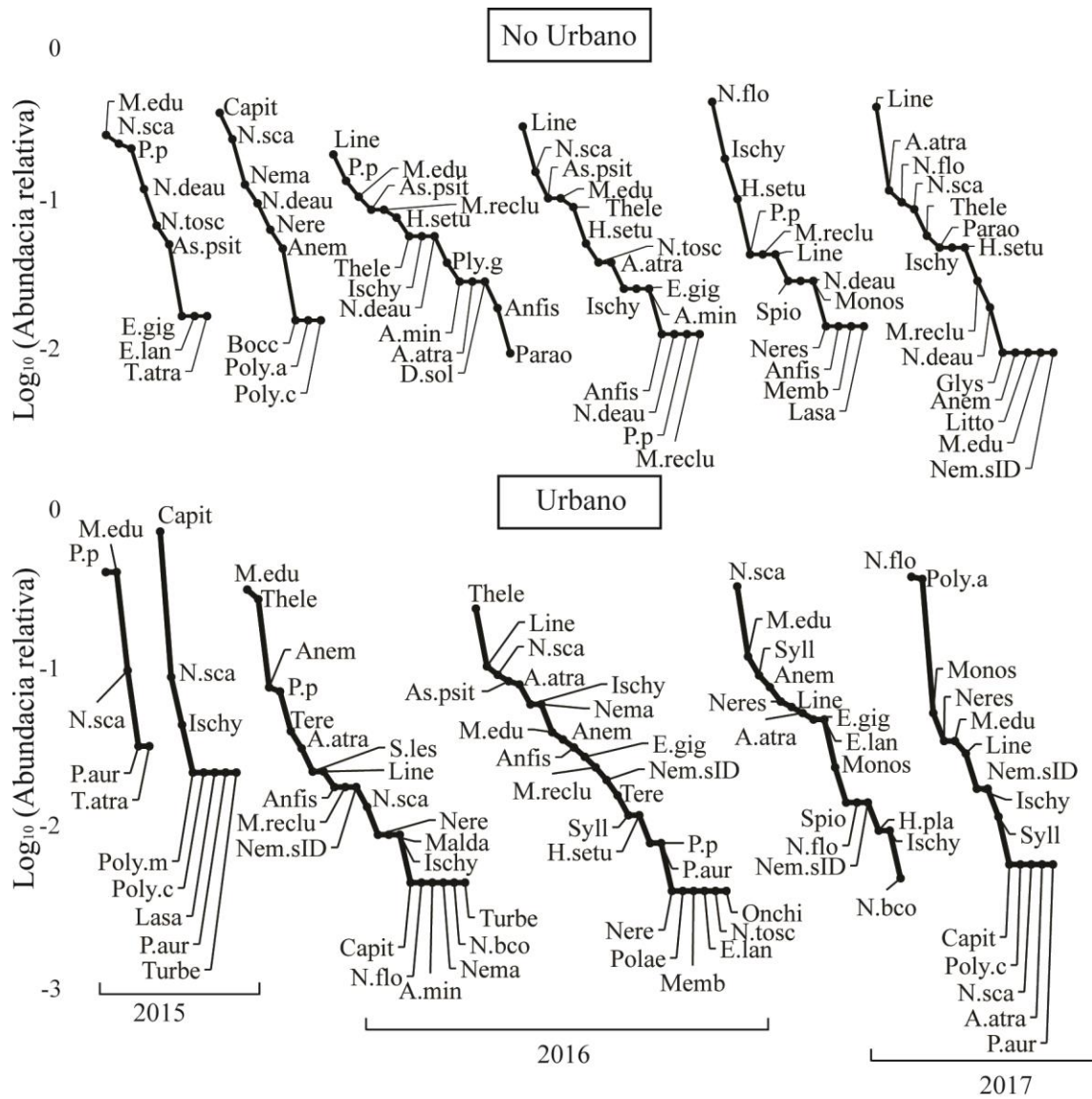


FIGURA III.3: Curvas de rango abundancia del nivel bajo del intermareal rocoso urbano y no urbano de Canal Beagle (Tierra del Fuego, Argentina). Cada curva corresponde al pool de muestras obtenidas en cada sitio aleatorio en verano de 2015, 2016 y 2017. Las abreviaturas de los taxones están disponibles en ANEXO CAPITULO III.

En el caso de la estructura del ensamble en la costa ASO los niveles medio y bajo (FIGURA III.4-6) presentaron muchos taxones en baja abundancia. Las playas UR y NU del nivel alto estuvieron dominadas por *P. purpuratus* seguido por *Mytilus* sp. El isópodo del género *Edotia* fue más abundante en la playa UR respecto a la NU. El nivel medio (FIGURA III.5) también estuvo dominado por los mitílidos del mejillinar, principalmente *Mytilus* sp. en la playa NU y *P. purpuratus* junto a *Mytilus* sp. en la UR, en donde también los reclutas resultaron muy abundantes. En el nivel bajo (FIGURA III.6) se observa una marcada diferencia en la estructura del ensamble (formas de curvas diferentes) de la playa UR y NU. La playa UR presentó mayor abundancia, biodiversidad y variedad de especies en baja abundancia respecto a la playa NU. Esta última además registró la menor abundancia de macroinvertebrados coleccionados (8,15% del total, ver Tabla III.1). No se observa una marcada dominancia en este nivel, con excepción de los anfípodos en la playa NU y mitílidos, artrópodos y algunos poliquetos en la UR. Comparando la estructura del ensamble entre la playa UR y NU en la escala temporal, ambas presentaron una estructura conservada (misma forma de curva) en los tres niveles del intermareal. Respecto a la escala espacial, la similitud entre los sitios aleatorios de muestreo también presentó una estructura conservada en los tres años de muestreo.

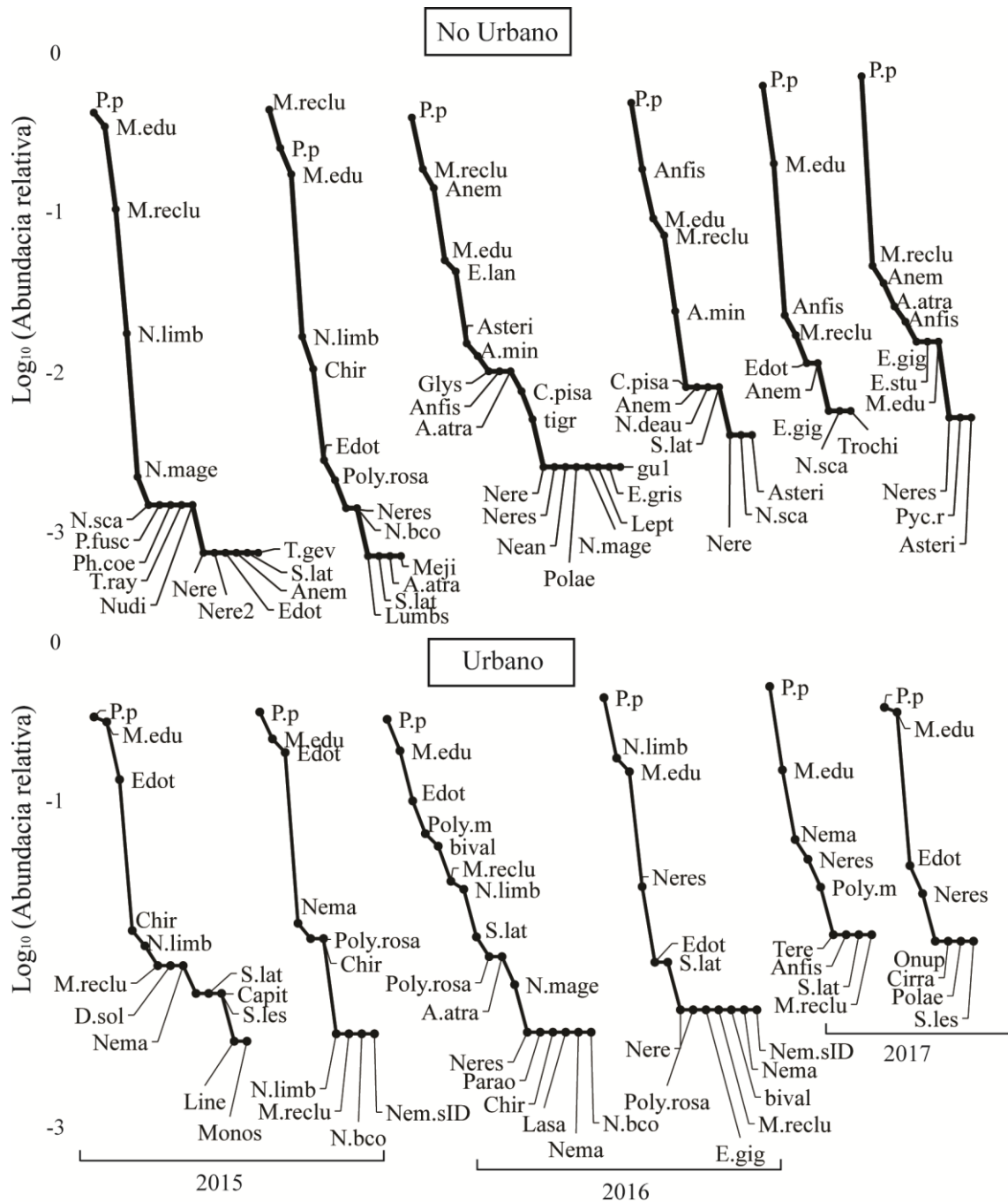


FIGURA III.4: Curvas de rango abundancia del nivel alto del intermareal rocoso urbano y no urbano de la costa Atlántica Suroccidental (Tierra del Fuego, Argentina). Cada curva corresponde al pool de muestras obtenidas en cada sitio aleatorio en verano de 2015, 2016 y 2017. Las abreviaturas de los taxones están disponibles en ANEXO CAPITULO III.

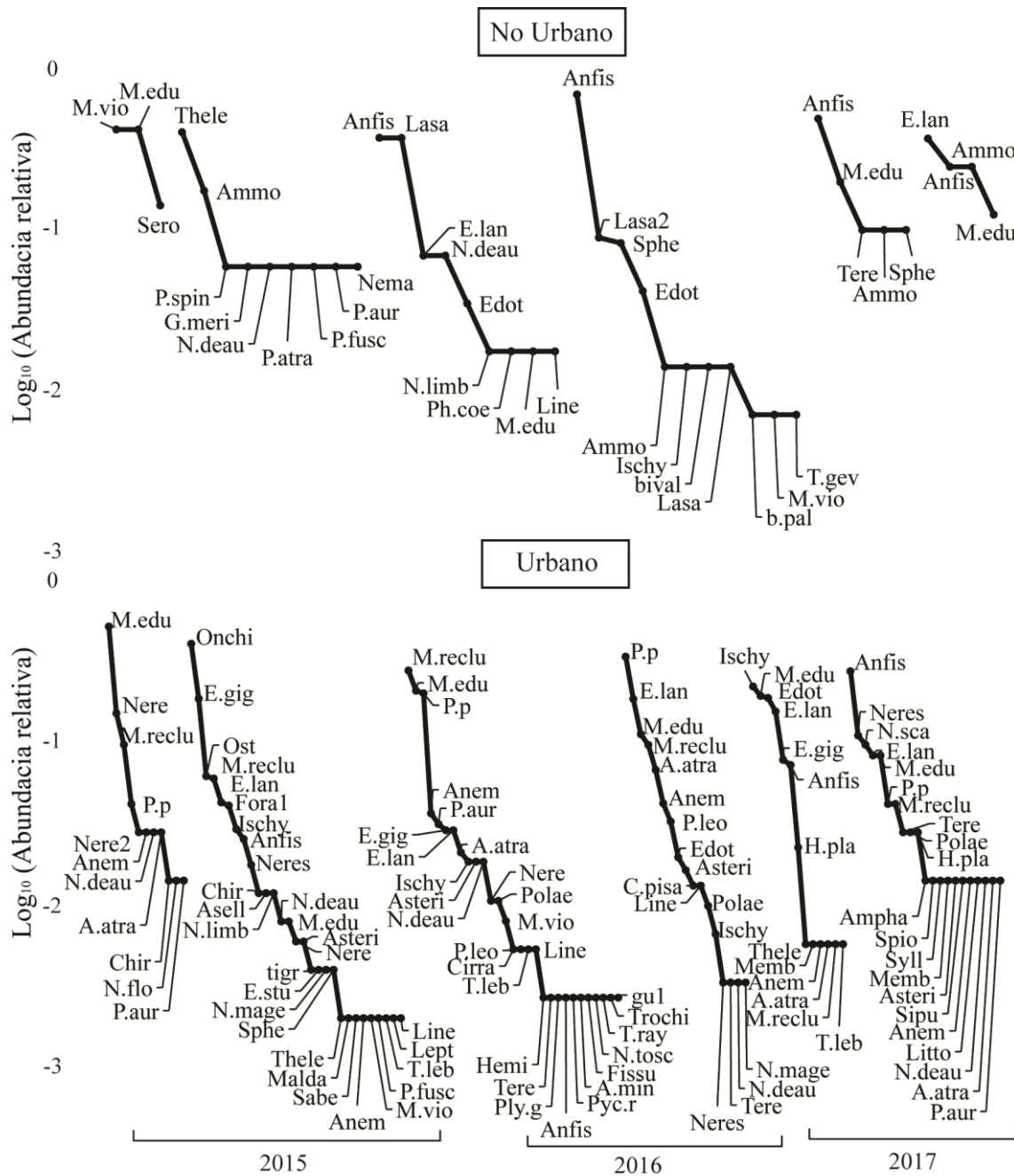


FIGURA III.6: Curvas de rango abundancia del nivel bajo del intermareal rocoso urbano y no urbano de la costa Atlántica Suroccidental (Tierra del Fuego, Argentina). Cada curva corresponde al pool de muestras obtenidas en cada sitio aleatorio en verano de 2015, 2016 y 2017. Las abreviaturas de los taxones están disponibles en ANEXO CAPITULO III.

El ordenamiento de todas las muestras en el espacio multidimensional (nMDS) permite observar que las muestras de ambas costas (CB y ASO) correspondientes a los niveles medios y altos se encuentran agregadas en el espacio, lo que indicaría que son más similares entre ellas que con las del nivel bajo (FIGURA III.7). Asimismo, las muestras del nivel bajo presentan una mayor dispersión en el espacio. Este patrón se observa también para cada una de las costas (CB FIGURA III.8, ASO FIGURA III.9). Es decir, los ensambles de los niveles bajos UR y NU son similares, mientras que los ensambles de los niveles altos y medios, tanto UR como NU, en conjunto se asemejan.

La composición del ensamble varió de forma significativa entre Años, Sitios y Niveles del intermareal (PERMANOVA, Año * Sitio (co * ur) * Nivel, CM = 1990,6; F16, 31850 = 12,209; $p < 0,03$; ver Tabla III.A.1 en ANEXO CAPITULO III). Los factores Urbanización (PERMDIS, $p = 0.019$) y Nivel (PERMDIST, $p = 0,001$) resultaron significativos para la prueba de homogeneidad de dispersión. En los casos en donde el factor resulta significativo, tanto en PERMANOVA como en PERMDIST, se puede asegurar que hay un efecto de dispersión y podría también existir un efecto del factor (Anderson *et al.* 2008). Los datos se analizaron bajo la consideración de que la prueba de PERMANOVA es robusta aun con heterogeneidad entre grupos cuando el diseño es balanceado (Anderson *et al.* 2017) como en el caso de este trabajo.

Los análisis a *posteriori* para determinar en dónde se hallan las diferencias entre los niveles en cada sitio y año mostraron que los ensambles de macroinvertebrados bentónicos de la costa de CB presentaron diferencias, en al menos un sitio en los tres años de muestreo, entre los niveles altos y bajos y entre los medios y bajos. En el caso de la playa UR de la costa CB, no se registraron diferencias entre los niveles altos y medios, que sí fueron registrados en la playa NU en al menos un sitio aleatorio en el primer (2015) y último año de muestreo (2017). En el caso de la costa ASO, en los primeros muestreos

(2015, 2016) la playa NU presentó, en al menos uno de los sitios aleatorios, diferencias entre todos los niveles y, la playa UR presentó diferencias entre los niveles altos y bajos y entre medios y bajos. No se registraron diferencias entre niveles en el ultimo muestreo (2017) en la costa ASO (Tabla III.2).

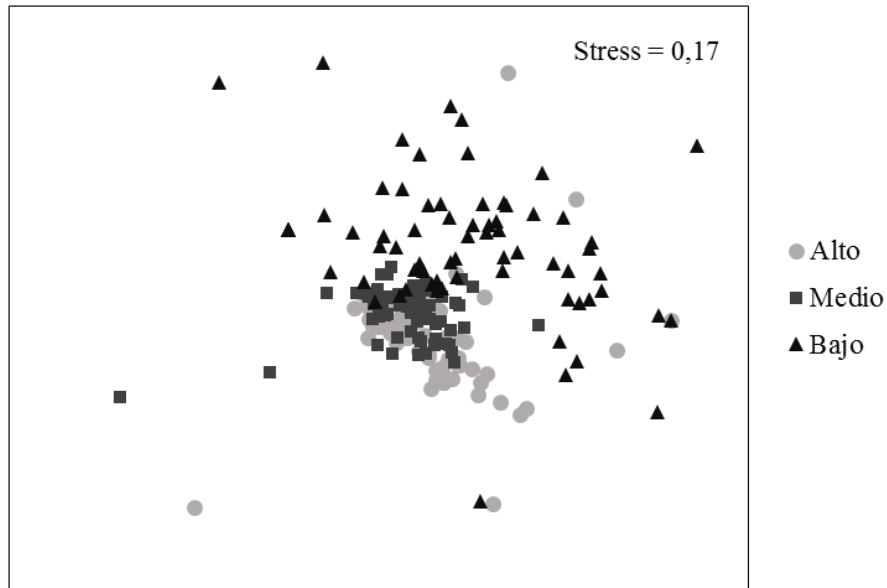


FIGURA III.7: Ordenamiento multidimensional no métrica (nMDS) de las muestras del ensamble de invertebrados tomadas con sacabocados en los tres niveles del intermareal (alto, medio, bajo) de Tierra del Fuego. Distancias basadas en la matriz disimilitudes de Bray-Curtis (transformados, $\log(x + 1)$) de un total de 216 muestras).

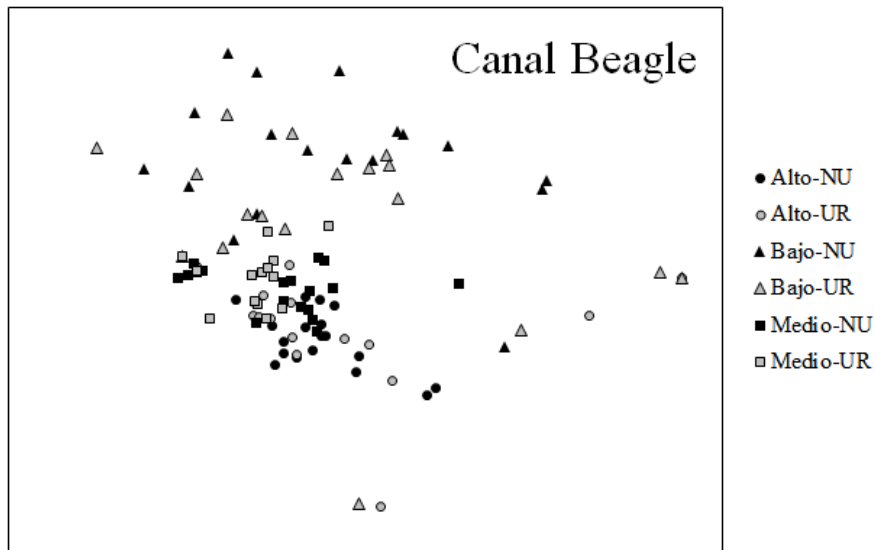


FIGURA III.8: Ordenamiento multidimensional no métrica (nMDS) procedente de la Fig.III.7 correspondiente a las muestras de macroinvertebrados tomadas con sacabocados en los tres niveles del intermareal (alto, medio, bajo) de la costa Canal Beagle, Isla Grande de Tierra del Fuego, Argentina. Distancias basadas en la matriz disimilitudes de Bray-Curtis (transformados, $\log(x+1)$) de un total de 108 muestras.

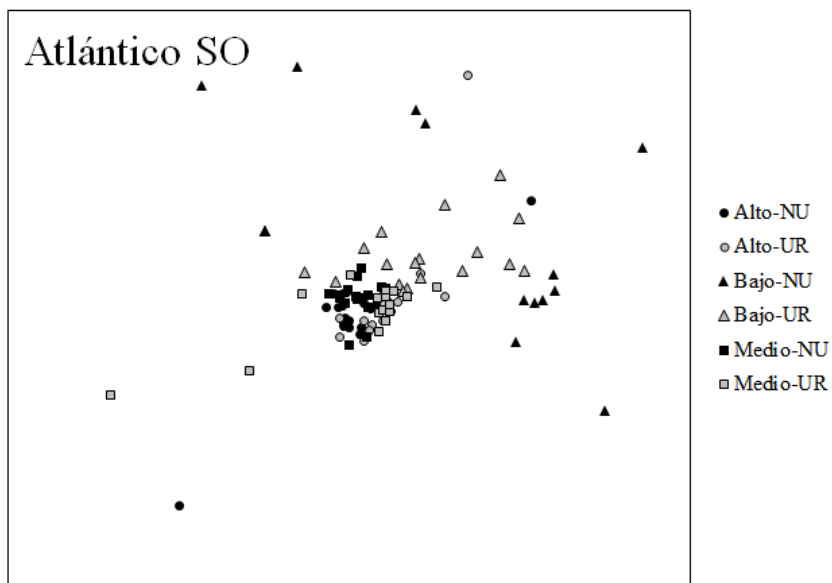


FIGURA III.9: Ordenamiento multidimensional no métrica (nMDS) procedente de la Fig.III.7 correspondiente a las muestras de macroinvertebrados tomadas con sacabocados en los tres niveles del intermareal (alto, medio, bajo) de la costa Atlántica Suroccidental, Isla Grande de Tierra del Fuego, Argentina. Distancias basadas en la matriz disimilitudes de Bray-Curtis (transformados, $\log(x+1)$) de un total de 108 muestras.

Tabla III.2: Diferencias en la estructura del ensamble entre niveles del intermareal (A=alto, M=medio y B=bajo) en los veranos de 2015, 2016 y 2017 para muestras de las costas de Canal Beagle (CB) y Atlántica Suroccidental (ASO) en cada sitio aleatorio (S2 y S1) dentro de la playa urbana (UR) y no urbana (NU) respectiva. Sin diferencias significativas, $p \geq 0.05$ (=); Con diferencias significativas $p < 0.05$ (\neq).

			2015			2016			2017		
			A-M	A-B	M-B	A-M	A-B	M-B	A-M	A-B	M-B
CB	UR	S 1	=	=	=	=	=	\neq	=	\neq	\neq
		S 2	=	=	\neq	=	\neq	\neq	=	\neq	\neq
	NU	S 1	=	\neq	=	=	\neq	=	=	\neq	\neq
		S 2	\neq	\neq	\neq	=	\neq	=	\neq	\neq	\neq
ASO	UR	S 1	=	=	=	=	=	=	=	=	=
		S 2	=	\neq	=	=	=	\neq	=	=	=
	NU	S 1	\neq	\neq	=	=	=	=	=	=	=
		S 2	=	=	=	=	\neq	\neq	=	=	=

El análisis SIMPER identificó los taxones que más contribuyeron a las diferencias entre los niveles en los diferentes grupos. En general la disimilitud promedio en ambas costa fue cercana al 80% (ver tablas en ANEXO CAPITULO III). Los taxones que más contribuyen a las diferencias fueron en general los más abundantes y a continuación se mencionan aquellos que aportaron una contribución $> 9\%$.

Por un lado, en la costa CB en la playa urbana, la diferencias entre los niveles alto y bajo fue la presencia de *Littorina* sp., *Lasaea* sp., *P. purpuratus* y reclutas de mitílidos en el alto y su ausencia en el bajo (TABLA.III.A.3); y, entre los niveles medio y bajo las diferencias se deben a la presencia o mayor abundancia de *Mytilus* sp., *P. purpuratus*, reclutas de mitílidos y anémonas en el nivel medio y su ausencia o menor abundancia en el nivel bajo (TABLA.III.A.5). En el caso de la playa no urbana de esta misma costa, las diferencias entre los niveles medio y bajo fue la presencia de *P. purpuratus*, *Mytilus* sp., *Littorina* sp. y anfípodos el nivel medio y su ausencia en el bajo junto a la presencia de *N. scabrosus* y *Lineus* sp en el bajo y su ausencia en el medio (TABLA.III.A.4); y, entre los niveles alto y bajo las diferencias estuvieron en la presencia o mayor abundancia de

Lasaea sp., *P. purpuratus*, *Littorina* sp., reclutas de mitílidos, Oribatidae, *N. scabrosus* en el nivel alto y su ausencia o menor abundancia en el bajo (TABLA.III.A.2). Por otro lado, en la costa ASO en la playa urbana, la diferencias entre los niveles alto y bajo fue la presencia o mayor abundancia de *P. purpuratus*, *Mytilus* sp. y reclutas de mitílidos en el alto y su ausencia en el bajo junto con la presencia de *O. marginata* en el bajo y su ausencia en el alto; y, entre los niveles medio y bajo fue la presencia de *E. lanceolatus* y *A. atra* en el nivel bajo y su ausencia en el nivel medio (TABLA.III.A.7). En el caso de la playa no urbana de esta misma costa, las diferencias entre los niveles medio y bajo fue la presencia de *Mytilus* sp. y *P. purpuratus* en el nivel medio y su ausencia en el bajo; entre el nivel alto y bajo las diferencias se debieron a la presencia o mayor abundancia de *P. purpuratus*, *Mytilus* sp. y *Edotia* sp. en el nivel alto y su ausencia o menor abundancia en el nivel bajo; y entre el alto y el medio la presencia o mayor abundancia de *Edotia* sp., *P. purpuratus* y larvas de chironomidos en el nivel alto y su ausencia o mejor abundancia en el nivel medio.

DISCUSIÓN

Los ensambles de macroinvertebrados en el área de estudio presentaron una superposición de especies cercana al 50% de la riqueza registrada y el 20,4% de la riqueza es compartida por todas las playas. Este valor de superposición de especies es similar al manifiesto en otro estudio realizado en una bahía en Japón en donde evalúan las especies comunes en áreas naturales (intermareal y submareal) y no naturales (rompe olas), registrando 30% de especies comunes entre los ambientes naturales (Momota y Hosokawa 2021). Los autores consideran al valor como elevado y lo atribuyen a la similitud del sustrato que presentan los diferentes espacios naturales (principalmente fangoso). En el caso de TDF el sustrato también fue el mismo (rocoso) en todas las playas

y en dos costas diferentes. Por esta razón, el 20,4% de riqueza común podría considerarse también un valor elevado y correspondería con un ambiente poco intervenido o natural. También, la superposición de taxones podría indicar un alto intercambio entre las playas muestreadas, condición que contribuye al mantenimiento de las funciones del ecosistema intermareal. Por otro lado, la biodiversidad del ensamble también se vio reflejada en las formas de alimentación de los taxones encontrados. Se encontraron varios de los taxones que son filtradores de la columna de agua, detritívoros o que se alimentan de depósitos de sedimento (CAPITULO I.). Esta mención resulta de interés dado que uno de los mecanismos a través de los cuales la riqueza de especies puede aumentar la función del ecosistema es proporcionar un seguro (*i.e.* mayor resiliencia o resistencia) frente a la variación temporal o espacial de las condiciones ambientales (esto se conoce como la "Hipótesis del Seguro" o *Insurance Theory*, Yachi y Loreau 1999). Según esta hipótesis, la presencia de numerosas especies sostiene a los ecosistemas frente a la disminución de su funcionamiento, ya que muchas especies cumpliendo roles ecológicos similares ofrecen mayores "garantías". Es decir, si unas especies fallan (o faltan) otras mantendrán el funcionamiento del sistema (Naeem y Li 1997). En este sentido, el posible intercambio de especies entre las playas del área de estudio junto a la variedad de formas de alimentación que se presentan, podrían actuar como seguros de las funciones necesarias para el sano funcionamiento del ambiente intermareal.

Por otro lado, observando las particularidades de la riqueza de macroinvertebrados de cada costa, la proporción de especies exclusivas de la costa ASO fue mayor respecto a las del CB, aun cuando los valores de riqueza son similares (Fig. II.1). Estas especies representan una porción importante de la riqueza, el 22,9% de las especies solo se encontraron en las playas de la costa ASO frente a un 12,8% exclusivas del CB. Es posible que las distintas extensiones de los intermareales estudiados, aprox. 2

km en ASO frente a 2 m en CB, permitan una mayor complejidad de microhábitats con mayor oportunidad de nichos y así permanecer en el área. También, es posible que las condiciones oceanográficas, como fuerza de la marea, temperatura media o variabilidad de la temperatura, salinidad, etc. sean distintas en la costa abierta que en el canal y esto seleccione distintos ensambles (Fragkopoulou *et al.* 2022). Un estudio realizado en la costa atlántica noroeste (Canadá) muestra que en intermareales expuestos al oleaje la riqueza es mayor respecto a sitios resguardados (Arribas *et al.* 2014). Entonces, además de la extensión del intermareal, el oleaje en la costa abierta podría explicar la mayor cantidad de especies en la costa ASO relación a la del CB.

Respecto a la urbanización, son pocas las especies específicas de playas urbanas o de no urbanas. En particular, en las playas urbanas se encontraron poliquetos de la familia Maldanidae los cuales estuvieron ausentes en las playas no urbanas de ambas costas. Estos poliquetos han sido reportados en sedimentos con bajo contenido de materia orgánica en el puerto de Boston EEUU, un gran puerto contaminado (Gallagher y Kay 1998) y en la boca del puerto de Mar del Plata (P.B. Argentina) en condiciones consideradas como saludables, en comparación con las zona media e interna de dicho puerto (Rivero *et al.* 2005). La playa frente a Mar del Plata es el principal balneario de la Argentina. Allí residen 680.000 personas (CENSO 2022) y recibe a más de 2 millones de personas en la temporada de verano. En esa misma costa urbana, otro estudio realizado en la zona del efluente del que descargan aguas residuales, no se los registró en verano ni en invierno (Elías *et al.* 2004). Esto es llamativo dado que los maldánidos son dominantes en la comunidad de la costa marplatense en invierno (Elias *et al.* 2005), por lo que su relación con la urbanización todavía no ha sido determinada. Como advierte Dean (2008) generalizar sobre indicadores en niveles taxonómicos superiores (familia, por ejemplo) son simplificaciones excesivas dada la amplia variabilidad en las historias de vida de

parientes cercanos de poliquetos. De manera que, si bien la presencia de maldánidos podría indicar condiciones de baja contaminación por materia orgánica, también podría deberse a otros factores como la falta de oxígeno, presencia de toxinas o metales (Belan 2003, Dean 2008). Por otro lado, las familias Spionidae, Capitellidae y Cirratulidae también son consideradas indicadoras de contaminación por materia orgánica (Pearson y Rosenberg 1978, Bellan 1980, Bellan *et al.* 1988, Pocklington y Wells 1992, Rivero *et al.* 2005, Dean 2008; Díaz-Díaz y Rozbaczylo 2019), pero con la excepción de la familia Cirratulidae, las abundancias registradas fueron muy bajas y más aún, fueron encontrados tanto en playas UR como NU. En este trabajo no encontramos evidencias de que estos grupos de poliquetos estén indicando contaminación por materia orgánica en el área de estudio. Futuros estudios sobre la biodiversidad y abundancia de estas familias podrían esclarecer su presencia en el área y la relación con la urbanización.

Los resultados de este capítulo muestran un ensamble diverso con unas pocas especies dominantes y muchas otras en baja abundancia distribuidas en los tres niveles del intermareal. Los grupos taxonómicos que más aportaron a la biodiversidad fueron poliquetos y moluscos. Los organismos más abundantes fueron los moluscos mitílidos, ubicados típicamente en el nivel medio (Connell 1972), donde conforman un banco o matriz notoriamente definida. En el caso de TDF esta matriz está compuesta por *Mytilus* sp. en conjunto con *P. purpuratus*. Estas matrices son típicas de intermareales rocosos (Paine 1974, Connell 1972, Olivier *et al.* 1966, Penchaszadeh 1973) y, a través de la formación de la estructura física y espacios intersticiales, protegen a otras especies contra el estrés biótico y abiótico al producir microhábitats que pueden facilitar la persistencia de los organismos asociados y, por lo tanto, promover una mayor biodiversidad en las comunidades que dominan (Dayton 1972, Silliman *et al.* 2011, Gutiérrez *et al.* 2003, 2011). En TDF estas matrices ocupan el nivel medio en ambas costas, y pueden alcanzar

el nivel alto principalmente en la costa ASO (ver descripción de la playa en ÁREA DE ESTUDIO GENERAL). La abundancia de organismos fue similar entre los niveles de todas las playas, disminuyendo desde los altos a los bajos. Por otro lado, la mayor riqueza de especies parecería ocurrir en los niveles bajos donde las abundancias son menores. Estos resultados son llamativos debido a que la bibliografía indica, y centra sus estudios, en el nivel medio donde se encuentra la matriz de mejillones. A su vez, estos resultados coinciden con el capítulo anterior en donde se observa que en TDF la presencia de la matriz no tendría relación con un aumento de la biodiversidad del área.

Resulta llamativa la abundancia y biodiversidad que presenta la franja intermareal de CB. En esta se encuentran grandes abundancias de organismos de talla pequeña como *Lasaea* sp. y *Littorina* sp. las cuales fueron encontradas dentro de la matriz del mejillinar, entre cirrípedos y principalmente en algas erectas del género *Adenocystis* y *Coralina officinalis*. Todos estos espacios presentan entramados presuntamente con la capacidad de retenerlas durante los cambios de marea. En particular, estos organismos se presentaron en forma agregada, en grupos de cientos de ejemplares. En el caso de *Lasaea* sp. podría deberse a su condición de incubante, mediante la cual liberan sus crías directamente en la población establecida, generando así parches de alta densidad (Seed 1996). En el caso de *Littorina* no existen evidencias de que sea una especie incubante por lo que se asume que sería una especie de hábitos gregarios.

Al analizar la estructura y composición del ensamble bentónico de los intermareales se observa que varía a diferentes escalas espaciales y temporales. Si bien los resultados año a año son variables, no son contradictorios y refuerzan la idea de que los estudios de impacto requieren esfuerzos de muestreo que incluyan no solo la heterogeneidad del ambiente sino también la variabilidad temporal. Las diferencias encontradas en los diferentes sitios muestreados cada año refieren a una distancia espacial

de 100 a 500 metros, por lo que se trata, en general, de sitios muy heterogéneos en cuanto a la composición del ensamble de macroinvertebrados. Esto concuerda con la heterogeneidad observada en las curvas de rango abundancia, pese a que este análisis (PERMANOVA) se realizó con un pool de especies reducido. Por lo tanto, aun excluyendo a las especies raras o poco frecuentes, las diferencias entre las abundancias de las especies dominantes con el resto de la comunidad son importantes y aportan a la heterogeneidad del ambiente.

Respecto a la heterogeneidad de los ensambles de macroinvertebrados, la costa de CB presentó disimilitudes promedio muy altas (>80%, en la mayoría de los casos) entre niveles (alto con bajo y medio con bajo) y, el ensamble fue más heterogéneo en comparación con la costa ASO. La mayor similitud entre los niveles y sitios de la costa ASO, podría deberse a la topografía y dinámica de las costas, donde la exposición a fuertes vientos y desecación, resulta en un estrés físico que podría tener implicancias diferenciadas en cada costa. Por ejemplo, el impacto de la arena en la zona de la costa ASO ha sido mencionada en un estudio previo, tanto por la erosión que genera sobre los costados de las rocas, impidiendo así el asentamiento de la matriz en sus paredes verticales, como por los depósitos que genera en la matriz de mejillones (Calcagno *et al.* 2012). También, la diferencia de presión por el peso de la columna de agua, o desprendimiento de ejemplares por el ascenso rápido de la marea podrían generar ensambles más homogéneos en la costa ASO ya que pocos organismos serían exitosos de asentarse en estas condiciones. Entonces, podrían ser los factores locales los generadores de esta mayor homogenización de la estructura del ensamble a lo largo de la costa ASO en comparación con la costa CB en TDF.

ANEXO CAPITULO III

La siguiente tabla contiene las abreviaturas correspondientes a las curvas de Rango Abundancia de las costas de Canal Beagle y Atlántica Suroccidental en los niveles altos, medios y bajos.

Abreviatura	Taxón	Abreviatura	Taxón
A.atra	<i>Aulacomya atra</i>	H.pla	<i>Halicarcinus planatus</i>
A.min	<i>Anasteria antarctica</i>	H.setu	<i>Hemiarthrum setulosum</i>
Ammo	Ammonotheidae spp.	Hemi	<i>Hemipodia</i> sp.
Ampha	Ampharetidae spp.	Ischy	<i>Ischyromene</i> sp.
Anem	<i>Bunodactis octoradiata</i>	larva	larva artrópodo
Anfis	Anfipodos	Lasa	<i>Lasaea</i> sp.1
arthro.1	Insecto sp.1	Lasa2	<i>Lasaea</i> sp.2
	Austromegabalanus	Lept	<i>Leptochiton</i> sp.
As.psit	psittacus	Line	<i>Linues</i> sp.
Asci	Ascidia	Litto	<i>Littorina</i> sp.
Asell	Asellota	Lumbs	<i>Lumbrineridae</i> spp.
Asteri	Asteriidae spp.	M.chi	Mesostigmata
Bocc	<i>Boccardia</i> sp.	M.edu	<i>Mytilus</i> sp.
C.pisa	<i>Chiridota pisanii</i>	M.reclu	Reclutas de mitílidos
C.ros	<i>Chiridota</i> sp.	M.vio	<i>Margarella violacea</i>
Capit	Capitellidae spp.	Malda	Maldanidae
Chir	Chirinomido (larva)	Meji	Molusco sp.1
Cirra	Cirratulidae spp.	Memb	membraníporas
Colle	Collembola	Monos	Monostilífera
cuma	Cumaceos	N.bco	Nemertino sp.2
D.sol	<i>Darina solenoides</i>	N.deau	<i>Nacella deaurata</i>
E.gig	<i>Exosphaeroma gigas</i>	N.flo	<i>Notobalanus flosculus</i>
E.gris	Esponja gris	N.limb	<i>Natica limbata</i>
	<i>Exosphaeroma</i>	N.mage	<i>Nacella magellanica</i>
E.lan	<i>lanceolatus</i>		<i>Notochthamalus</i>
E.stu	<i>Exosphaeroma studeri</i>	N.sca	<i>scabrosus</i>
Edot	<i>Edotia</i> sp.	N.sten	<i>Nacellidae</i> sp.2
Fissu	<i>Fissurella</i> sp.	N.tosc	<i>Nacellidae</i> sp.1
G.meri	<i>Glypteuthria meridionalis</i>	Nean	<i>Neanthes</i> sp.
Gly	<i>Glycera</i> sp.	Nem.sID	Nemertino sp.1
Glys	Glyceridae spp.	Nema	Nematodo
gu1	Gusano sp.1	Nere	<i>Nereis</i> sp.1

Abreviatura	Taxón	Abreviatura	Taxón
Nere2	<i>Nereis</i> sp.2	Pros.p	Prostigmata
Neres	<i>Nereididae</i> sp.1	Pyc.r	Pycnogonido sp.1
Nudi	Nudibranquio	S.ceci	<i>Scurria ceciliana</i>
Onchi	<i>Onchidella marginata</i>	S.lat	<i>Siphonaria lateralis</i>
Onup	Onuphidae spp.	S.les	<i>Siphonaria lessonii</i>
Oriba	Oribatide spp.	Sabe	Sabellidae sp.2
Ost	Ostracodo	Sero	<i>Serolis</i> sp.
P.atra	<i>Pareuthria atrata</i>	Sipu	Sipuncúlidos
P.aur	<i>Plaxiphora aurata</i>	Sphe	<i>Sphenia hatcheri</i>
P.fusc	<i>Pareuthria fuscata</i>	Spio	Spionidae spp.
P.leo	<i>Pentactella leonina</i>	Syll	<i>Syllis</i> sp.
P.p	<i>Perumytilus purpuratus</i>	T.atra	<i>Tonicia atrata</i>
P.spin	<i>Peltarion spinulosum</i>	T.esp	Trochochaetidae spp.
Parao	<i>Paraonidae</i> spp.	T.gev	<i>Trophon geversianus</i>
Ph.coe	<i>Photinula coerulescens</i>	T.leb	<i>Tonicia lebruni</i>
Ply.g	Polynoidae sp.2	T.ray	Trochido sp.1
Polae	Polynoidae sp.1	Tere	Terebellidae spp.
Poly.a	Apistobranchidae spp.	Thele	<i>Thelepus</i> sp.
Poly.c	Sabellidae sp.1	tigr	Nereididae sp.2
Poly.m	Eunicidae spp.	Trochi	Trochido sp.2
Poly.rosa	Polychaeta sp.1	Turbe	Turbelario

Tabla III.A.1: PERMANOVA en base a las disimilitudes de Bray-Curtis (transformación $\log(X+1)$) de los datos multivariados de invertebrados (38 taxa) colectados por sacabocados de 10 cm de diámetro, en cada nivel del intermareal (fijo), en dos sitios (aleatorio) dentro de cada playa urbana y no urbana (fijo), en cada costa (aleatorio) de Tierra del Fuego. Cada prueba se realizó con 9753 permutaciones. Los asteriscos indican efectos significativos.

Fuente de variación	gl	CM	Pseudo-F	P (perm)
Año	2	9668,4	16,041	0,3193
Costa	1	31195	35,712	0,0003
Urbano	1	12245	0,80023	0,6845
Nivel	2	42108	22,172	0,0117
Año*Costa	2	6027,1	24,375	0,0067
Año*Urbano	2	3086,8	0,8959	0,5858
Año*Nivel	4	5297,6	1,254	0,2818
Costa*Urbano	1	16521	27,744	0,0016
Costa*Nivel	2	15599	25,898	0,0001
Urbano*Nivel	2	6937,4	10,518	0,4309
Sitio(Costa*Urbano)	4	3400,4	13,752	0,1356
Año*Costa*Urbano	2	3445,4	13,934	0,1669
Año*Costa*Nivel	4	4224,5	21,222	0,002
Año*Urbano*Nivel	4	3123,2	11,158	0,3706
Costa*Urbano*Nivel	2	6133,6	15,139	0,0307
Año*Sitio(Costa*Urbano)	8	2472,6	15,165	0,0026
Sitio(Costa*Urbano)*Nivel	8	2567,4	12,897	0,0969
Año*Costa*Urbano*Nivel	4	2798,9	14,061	0,0808
Año*Sitio(Costa*Urbano)*Nivel	16	1990,6	12,209	0,0351*
Residuo	144	1630,5		
Total	215			

TABLA III.A.2: Resumen de los resultados del análisis SIMPER para los grupos formados por los niveles altos y bajos del intermareal de los sitios aleatorios (S1, S2) de la playa no urbana en la costa del Canal Beagle: abundancia media de las especies discriminantes en cada grupo, su contribución (%) a la disimilitud entre los grupos, y el total acumulado (%) de las contribuciones (60% de corte).

Costa Canal Beagle (No Urbano)							
Abundancia promedio							
	Especies	Alto	Bajo	Contribución	Acumulado		
2015	Disimilitud promedio: 84.70						
	S 1	<i>Lasaea sp.</i>	5.19	0	18.22	18.22	
		<i>P. purpuratus</i>	4.02	0.88	12.89	31.11	
		<i>Littorina sp.</i>	4.21	0	12.01	43.12	
		Turbelario	2.62	0	8.16	51.28	
		reclutas mitflidos	2.73	0	8.08	59.37	
		<i>Mytilus sp.</i>	3.21	1.34	6.99	66.36	
	Disimilitud promedio: 92.49						
	S 2	<i>Littorina sp.</i>	4.2	0	17.15	17.15	
		<i>P. purpuratus</i>	2.81	0	12.06	29.21	
		<i>Lasaea sp.</i>	3.08	0	11.6	40.81	
		Reclutas Mitflidos	2.31	0	9.83	50.64	
		Capitelidos	1.44	1.07	7.11	57.76	
		<i>N. scabrosus</i>	1.17	1.46	7.03	64.78	
2016	Disimilitud promedio: 83.89						
	S 1	<i>Littorina sp.</i>	5.35	0	21.77	21.77	
		Oribatide	3.42	0	14.09	35.86	
		<i>Lasaea sp.</i>	3.16	0	12.77	48.63	
		<i>N. scabrosus</i>	1.93	0	8.57	57.21	
		<i>P. purpuratus</i>	2.07	1.43	6.36	63.57	
	Disimilitud promedio: 90.30						
	S 2	<i>Littorina sp.</i>	5.25	0	21.01	21.01	
		<i>Lasaea sp.</i>	4.99	0	20.11	41.12	
		<i>N. scabrosus</i>	2.96	0.85	12.69	53.81	
		<i>P. purpuratus</i>	2.51	0.23	8.13	61.94	
	2017	Disimilitud promedio: 89.85					
		S 1	<i>Lasaea sp.</i>	5.2	0.23	18.46	18.46
			Reclutas mitflidos	3.55	0.6	10.69	29.15
<i>Littorina sp.</i>			3.29	0	10.68	39.83	
<i>P. purpuratus</i>			2.96	0.46	8.92	48.75	
Oribatide			2.59	0	8.4	57.15	
<i>N. scabrosus</i>			1.81	0	8	65.15	
Disimilitud promedio: 90.62							
S 2		<i>Littorina sp.</i>	5.16	0.23	19.43	19.43	
		<i>Lasaea sp.</i>	3.57	0	13.43	32.86	
		<i>P. purpuratus</i>	2.68	0	11.87	44.72	
		Reclutas mitflidos	2.09	0.6	7.88	52.61	
		<i>Linues sp.</i>	0	1.82	6.42	59.03	
		<i>N. scabrosus</i>	1.64	0.77	5.43	64.46	

TABLA III.A.3: Resumen de los resultados del análisis SIMPER para los grupos formados por los niveles altos y bajos del intermareal de sitios aleatorios (S1, S2) de la playa urbana en la costa del Canal Beagle: abundancia media de las especies discriminantes en cada grupo, su contribución (%) a la disimilitud entre los grupos, y el total acumulado (%) de las contribuciones (60% de corte).

Costa Canal Beagle (playa urbana)						
Abundancia promedio						
	Especies	Alto	Bajo	Contribución	Acumulado	
2016	Disimilitud promedio: 80.92					
	S 2	<i>Littorina sp.</i>	2.98	0	10.47	10.47
		<i>Lasaea sp.</i>	2.81	0	9.68	20.15
		<i>N. scabrosus</i>	3.85	1.68	8.8	28.95
		<i>A. atra</i>	0	1.81	8.36	37.31
		Ischyromene	0	1.78	8.02	45.33
		<i>Linues sp.</i>	0	1.52	6.43	51.75
		Anfipodos	0	1.23	5.65	57.4
		<i>Mytilus sp.</i>	0.88	1.43	4.55	61.95
2017	Disimilitud promedio: 82.02					
	S 1	<i>Lasaea sp.</i>	3.39	0	12.83	12.83
		<i>Littorina sp.</i>	2.56	0	9.79	22.62
		<i>P. purpuratus</i>	1.95	0	7.79	30.41
		<i>N. scabrosus</i>	0.94	2.3	7.41	37.82
		Turbelario	1.78	0	6.46	44.28
	S 2	Reclutas mitflidos	1.5	0	6.39	50.67
		<i>Linues sp.</i>	0	1.56	6.18	56.85
		Nereididae spp.	0	1.6	6.06	62.91
		Disimilitud promedio: 87.7				
<i>P. purpuratus</i>		4.92	0	21.57	21.57	
S 2	Reclutas mitflidos	4.62	0	20.26	41.83	
	<i>Littorina sp.</i>	2.51	0	10.6	52.43	
	Capitelidos	2.21	0.23	8.96	61.39	

TABLA III.A.4: Resumen de los resultados del análisis SIMPER para los grupos formados por los niveles medios y bajos del intermareal de sitios aleatorios (S1, S2) de la playa no urbana en la costa del Canal Beagle: abundancia media de las especies discriminantes en cada grupo, su contribución (%) a la disimilitud entre los grupos, y el total acumulado (%) de las contribuciones (60% de corte).

Costa Canal Beagle (playa no urbana)						
		Abundancia promedio				
	Especies	Medio	Bajo	Contribución	Acumulado	
2015	Disimilitud promedio: 100.00					
	S	<i>P. purpuratus</i>	3.48	0	26.5	26.5
	2	<i>Mytilus</i> sp.	3.48	0	26.5	53
		<i>N. scabrosus</i>	0	1.46	11.11	64.11
2017	Disimilitud promedio: 85.92					
		<i>P. purpuratus</i>	3.88	0.46	18.31	18.31
	S	<i>Littorina</i> sp.	3.58	0	18.21	36.52
	1	<i>Lasaea</i> sp.	1.78	0.23	8.23	44.75
		<i>Mytilus</i> sp.	1.6	0	8.15	52.9
		Reclutas mitflidos	1.7	0.6	7.72	60.62
	Disimilitud promedio: 88.57					
		<i>P. purpuratus</i>	3.54	0	22.72	22.72
		Anfipodos	2.15	0	13.56	36.28
	S	<i>Linues</i> sp.	0	1.82	9.49	45.77
2	Reclutas mitflidos	1.5	0.6	5.89	51.66	
	<i>H. setulosum</i>	0	0.92	5.55	57.21	
	<i>Littorina</i> sp.	1	0.23	5.44	62.65	

TABLA III.A.5: Resumen de los resultados del análisis SIMPER para los grupos formados por los niveles medios y bajos del intermareal de sitios aleatorios (S1, S2) de la playa urbana en la costa del Canal Beagle: abundancia media de las especies discriminantes en cada grupo, su contribución (%) a la disimilitud entre los grupos, y el total acumulado (%) de las contribuciones (60% de corte).

Costa Canal Beagle (playa urbana)							
Abundancia promedio							
	Especies	Medio	Bajo	Contribución	Acumulado		
2015	S 2	Disimilitud promedio: 100.00					
		<i>Mytilus</i> sp.	3.96	0	36.2	36.2	
		<i>P. purpuratus</i>	3.89	0	35.6	71.8	
2016	S 1	Disimilitud promedio: 60.42					
		<i>Mytilus</i> sp.	5.09	3.14	9.87	9.87	
		Reclutas mitílidos	2.22	0.73	9.58	19.46	
		Anémonas	0	1.84	9.22	28.68	
		Turbelario	1.98	0.23	8.95	37.62	
		<i>P. purpuratus</i>	3.52	1.83	8.19	45.81	
		Anfípodos	1.68	0.69	7.62	53.43	
		<i>Lasaea</i> sp.	1.44	0	6.62	60.05	
2016	S 2	Disimilitud promedio: 76.99					
		<i>P. purpuratus</i>	4.08	0.46	12.85	12.85	
		<i>Mytilus</i> sp..	4.34	1.43	10.27	23.12	
		Reclutas mitílidos	3.36	0.83	8.79	31.91	
		Capitelidos	1.96	0	6.75	38.66	
		<i>Ischyromene</i> sp.	0	1.78	6.27	44.93	
		<i>N. scabrosus</i>	1.1	1.68	5.84	50.77	
		<i>A. atra</i>	0.77	1.81	5.14	55.91	
		<i>Linues</i> sp.	0.46	1.52	4.63	60.55	
		2017	S 1	Disimilitud promedio: 79.14			
<i>P. purpuratus</i>	2.82			0	12.27	12.27	
Reclutas mitílidos	2.16			0	9.29	21.56	
<i>N. scabrosus</i>	0			2.3	8.99	30.55	
Turbelario	1.78			0	7.95	38.5	
<i>Mytilus</i> sp.	3.82			2.04	7.46	45.96	
<i>Linues</i> sp.	0			1.56	6.97	52.93	
Nereididae spp.	0			1.6	6.81	59.74	
Anémonas	0			1.59	6.66	66.4	
2017	S 2			Disimilitud promedio: 73.58			
				Reclutas mitílidos	2.82	0	18.69
		<i>P. purpuratus</i>	2.29	0	14.92	33.61	
		<i>A. atra</i>	2.22	0.23	13.71	47.32	
		<i>Mytilus</i> sp.	2.87	1.06	12.96	60.28	

TABLA III.A.6: Resumen de los resultados del análisis SIMPER para los grupos formados por los niveles alto y medio, alto y bajo, y medio y bajo del intermareal de sitios aleatorios (S1, S2) de la playa no urbana en la costa Atlántica Suroccidental: abundancia media de las especies discriminantes en cada grupo, su contribución (%) a la disimilitud entre los grupos, y el total acumulado (%) de las contribuciones (60% de corte).

Costa Atlántica Suroccidental (playa no urbana)					
Abundancia prom.					
Especies	Alto	Medio	Contribución	Acumulado	
Disimilitud promedio: 45.65					
<i>Edotia sp.</i>	2.48	0.23	23.81	23.81	
<i>P. purpuratus</i>	3.59	1.99	17.84	41.65	
Chirinomido (larva)	0.96	0	10.61	52.26	
<i>N. deaurata</i>	0	0.69	7.27	59.53	
Nematodos	0.6	0	6.2	65.73	
2015 S 1	Alto		Bajo		
	Disimilitud promedio: 93.20				
	<i>P. purpuratus</i>	3.59	0	27.43	27.43
	<i>Mytilus sp.</i>	3.51	0.46	23.02	50.46
	<i>Edotia sp.</i>	2.48	0	18.45	68.91
2016 S 2	Disimilitud promedio: 97.61				
	<i>P. purpuratus</i>	3.26	0	26.68	26.68
	<i>Mytilus sp.</i>	3.17	0	26.34	53.02
	<i>Edotia sp.</i>	2.9	0	23.95	76.97
	Medio		Bajo		
	Disimilitud promedio: 97.08				
	<i>Mytilus sp.</i>	3.72	0	36.67	36.67
<i>P. purpuratus</i>	3.1	0	29.05	65.71	

TABLA III.A.7: Resumen de los resultados del análisis SIMPER para los grupos formados por los niveles alto y bajo y medio y bajo del intermareal de sitios aleatorios (S1, S2) de la playa urbana en la costa Atlántica Suroccidental: abundancia media de las especies discriminantes en cada grupo, su contribución (%) a la disimilitud entre los grupos, y el total acumulado (%) de las contribuciones (60% de corte).

Costa Atlántica Suroccidental (playa urbana)						
Abundancia prom.						
	Especies	Alto	Bajo	Contribución	Acumulado	
2015	Disimilitud promedio: 83.04					
	S	<i>P. purpuratus</i>	4.73	0	16.75	16.75
		<i>O. marginata</i>	0	4.2	14.64	31.39
	2	<i>Mytilus</i> sp.	4.34	0.69	13.01	44.4
		Reclutas mitílidos	4.15	1.77	9.35	53.76
		<i>E. gigas</i>	0	1.8	5.44	59.2
		<i>Natica limbata</i>	1.7	0.65	5.28	64.48
	<hr/>					
		Medio	Bajo			
2016	Disimilitud promedio: 52.51					
	S	<i>E. lanceolatus</i>	0	2.99	16.14	16.14
		<i>A. atra</i>	0	1.94	10.47	26.61
	2	Reclutas mitílidos	3.83	2.17	8.83	35.43
		Anfípodos	1.29	0	7.03	42.46
		<i>Mytilus</i> sp.	3.37	2.1	7	49.47
		Anémonas	0.37	1.33	6.47	55.94
		<i>N. deaurata</i>	1.29	0.23	5.65	61.59

CAPITULO IV.

**CARACTERIZACIÓN DE LA COBERTURA
DEL INTERMAREAL ROCOSO URBANO Y
NO URBANO DE TIERRA DEL FUEGO,
ARGENTINA.**

INTRODUCCIÓN

La comunidad de macroalgas que habitan el intermareal rocoso juega importantes roles biológicos para el ensamble y para el ambiente en el que se encuentran. Su establecimiento sustenta muchos de los bienes y servicios que brindan los ambientes costeros (Beaumont *et al.* 2007, Harley *et al.* 2012). Por ejemplo, proveer alimentos, proteger la costa de la energía de las olas, el ciclado de nutrientes y la fijación de carbono (Koch *et al.* 2013, Coleman y Wernberg 2017, Wernberg *et al.* 2019). Además, pueden ofrecer refugio, área de cría, desarrollo y/o alimento para otras especies (Grall *et al.* 2006) y muchas de ellas, poseen la capacidad de eliminar contaminantes orgánicos e inorgánicos del agua de mar (Wang y Zhao 2007). También, pueden ofrecer microambientes que facilitan el establecimiento y permanencia de otras especies en el nivel bajo del intermareal (Bertness *et al.* 2006, Liuzzi y López Gappa 2008). Todas estas acciones hacen de las comunidades de macroalgas un componente importante del intermareal rocoso.

Las macroalgas, al igual que otros organismos bentónicos del intermareal, sufren el impacto de las urbanizaciones. Algunos de los efectos son la desaparición de algunas especies en áreas contaminadas y/o modificaciones en las abundancias de las especies presentes (Brown *et al.* 1990, Fairweather 1990, López Gappa *et al.* 1990, Pinedo *et al.* 2007, Martinetto *et al.* 2010). Algunos estudios indican que las especies de algas incrustantes del tipo calcáreas y algas pardas (Phaeophyceae) son sensibles a la contaminación, mientras que las verdes (Chlorophyta) se benefician de ella (Bjork *et al.* 1995, Martinetto *et al.* 2010, Scherner *et al.* 2012). En particular, un estudio realizado a lo largo de la costa Atlántica SO de Brazil, muestra que las zonas urbanas presentan una disminución de la biodiversidad asociada a la urbanización (Scherner *et al.* 2013).

El reconocimiento de los grupos y especies presentes en el área de estudio es necesario para estudiar los efectos del impacto antrópico. Los estudios descriptivos son precursores necesarios de los experimentos bien diseñados que buscan conocer los procesos que ocurren en comunidades naturales (Underwood *et al.* 2000), ya que describen el punto de partida para proponer nuevos modelos e hipótesis (Andrew y Mapstone 1987). El intermareal rocoso de la Isla Grande Tierra del Fuego, en su porción argentina (TDF), cuenta con importantes trabajos de la naturaleza y taxonomía de algas, principalmente rojas (Rhodophyta) (Mendoza 1999, Boraso *et al.* 2004, Boraso 2013) y, recientemente, se ha publicado una guía fotográfica de macroalgas marinas de Ushuaia (Macaya *et al.* 2020). Exceptuando estos trabajos que abordan la biodiversidad de macroalgas, poco se conoce de cómo estas se ven modificadas por la urbanización.

En este último capítulo, se identificaron las diferentes especies de macroalgas presentes en los tres niveles del intermareal en cada una de las playas de estudio, se caracterizó la cobertura de las diferentes playas y niveles y, se comparó la composición y cobertura de especies según nivel del intermareal, urbanización y costa de estudio.

MATERIALES Y MÉTODOS

La cobertura fue estimada a campo por el método de conteo de intersección de puntos (ver METODOLOGÍA GENERAL DEL MUESTREO). Los muestreos fueron realizados al comienzo del verano en días consecutivos, en la costa del Canal Beagle (CB) y la costa Atlántica Suroccidental (ASO), en una playa urbana (UR) y otra no urbana (NU), en los tres niveles del intermareal rocoso (alto, medio y bajo), siguiendo el esquema explicado en FIGURA 3.

Las determinaciones de macroalgas alcanzaron el menor nivel taxonómico posible. En algunos taxones donde la identificación resultó imposible, se utilizó el concepto de especie morfológica. Este concepto se utilizó cuando los organismos eran distinguibles del resto, pero su taxonomía era incierta, por lo que recibieron nombres comunes acordes a su morfología con el fin de identificarlos. Estos nombres se presentan en este trabajo entre comillas. En la primera campaña (verano 2015) se construyó un herbario a modo de catálogo de referencia que luego fue contrastado con las colecciones del herbario de MACN y de CADIC. Este herbario fue utilizado en las campañas siguientes. La riqueza se calculó como la sumatoria de taxones.

Para estimar la cobertura de las macroalgas en el área de estudio, se estimó el promedio obtenido de cada muestra en los sitios aleatorios para cada nivel del intermareal de cada playa y costa de TDF. Los promedios fueron calculados a partir de la matriz de datos de intersección de puntos obtenidos a campo. Esta nueva matriz segmenta a la superficie estudiada en tres grandes categorías: algas, otros organismos y sustrato desnudo. Además, para estudiar la cobertura de macroalgas en relación con la urbanización se realizó otra matriz considerando únicamente las intersecciones de macroalgas en cada cuadrante. Para cada taxón encontrado, se relativizó su valor (número de intersecciones) a porcentaje, siendo la superficie cubierta por algas el 100%. En ambos, se generó la matriz de disimilitud de Bray-Curtis a partir de las matrices antes mencionadas. Para visualizar las posibles diferencias en la cobertura de macroalgas según las costas, urbanización, sitios y niveles del intermareal se realizó un escalamiento multidimensional no métrico (nMDS), usando el índice de disimilitud de Bray-Curtis (Bray y Curtis 1957). Por último, para estudiar si existen diferencias en la cobertura de macroalgas, se realizó un análisis de varianza multivariado con base en permutaciones, PERMANOVA (Anderson 2001, McArdle y Anderson 2001) utilizando la distancia

euclídeana como índice de disimilitud. El análisis se realizó con dos factores fijos, urbanización y nivel, y tres factores aleatorios, año, costa y sitio anidado en costa y urbanización. La hipótesis nula se construyó mediante la permutación de residuales bajo el modelo reducido (Anderson 2001). Para poner a prueba el supuesto de homogeneidad de varianza se utilizó la prueba de homogeneidad de dispersiones multivariada PERDIST (Anderson 2004). Para analizar las diferencias entre los factores *a posteriori*, se realizó una prueba de a pares (“*pair-wise test*”). Para identificar las especies que contribuyen en mayor porcentaje a los patrones observados se realizó un análisis de los porcentajes de similitud (SIMPER, Clarke 1993) entre los factores urbanización, costa y nivel. El análisis SIMPER identifica a las especies que contribuyen en mayor porcentaje a los patrones observados (por ejemplo, las especies que más contribuyen a la disparidad o similitud entre los niveles) por desagregar las similitudes Bray-Curtis entre las muestras. Con el objetivo de caracterizar la cobertura de macroalgas del intermareal se presentan las especies que generan las similitudes en cada una de las playas y entre los niveles del área de estudio. Los análisis nMDS, PERDIST, PERMANOVA y SIMPER fueron realizados con el programa PRIMER (Clarke 1993).

RESULTADOS

En total se identificaron 27 taxones de macroalgas en el intermareal rocoso del área de estudio: 13 taxones de macroalgas rojas (RHODOPHYTA), 9 pardas (OCHROPHYTA) y 5 verdes (CHLOROPHYTA), distribuidas en los tres niveles del intermareal (Tabla IV.1). Estas fueron registradas en: todas las playas de estudio (6 taxones), tres de las cuatro playas de estudio (4 taxones), únicamente en una de las cuatro playas (9 taxones), compartidas por las playas UR y NU de una de las costas y ausentes

en la otra costa (5 taxones en CB y 1 en ASO) o únicamente en las playas urbanas de ambas costas (2 taxones).

Los taxones comunes a todas las playas representan el 22,2 % de la riqueza registrada. Estas fueron, *Acrosiphonia arcta*, dos variedades de *Ulva* sp., *Porphyra* sp., “coralina incrustante” y *Sarcothalia crispata* (FIGURA IV.1). Estas algas que denominamos comunes se encontraron cubriendo el nivel medio de casi todas las playas, con la excepción de las algas rojas *Porphyra* sp. y “coralina incrustante”. En el caso de *Porphyra* sp., comúnmente conocida como alga Nori y de interés comercial (Fajardo *et al.* 1998, Martínez–Hernández *et al.* 2018), estuvo ausente en el nivel medio de la playa NU de la costa ASO. *Porphyra* sp. fue registrada en el nivel alto de todas las playas y también en los niveles bajos de la costa CB. En el caso de “coralina incrustante”, la misma estuvo presente en todos los niveles bajos de ambas costas, en todos los niveles de la costa ASO y en el nivel medio de la playa NU en CB. Esta macroalga incrustante fue registrada, por lo general, sobre el sustrato rocoso y con frecuencia sobre lapas, gasterópodos, mejillones y cirrípedos.

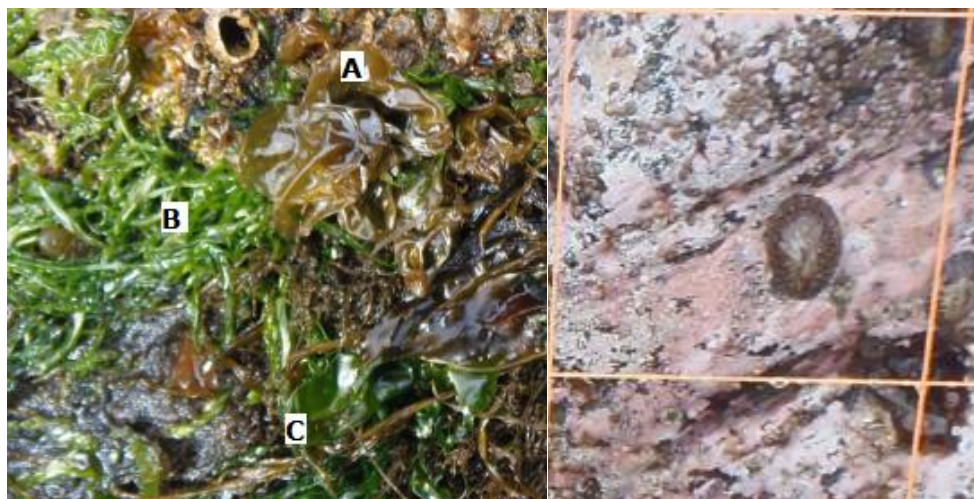


FIGURA IV.1: Algunas macroalgas comunes de las playas urbana y no urbana de las costas Canal Beagle y Atlántica SO de TDF. Imagen izquierda: nivel alto del intermareal con cobertura de *Porphyra* sp. (A), *Ulva* sp. variedad “ex *Enteromorpha*” (B) y *Ulva* sp. variedad laminar (C). Derecha: nivel bajo del intermareal con cobertura de “coralina incrustante”.

Las especies compartidas por playas UR y NU de una misma costa fueron, en el caso de la costa CB, las macroalgas pardas de la Familia Ectocarpaceae y la especie *Scytosiphon lomentaria*, y las macroalgas rojas *Catenella fusiformis*, *Nothogenia fastigiata* y *Polysiphonia anisogona*; y, en el caso de la costa ASO, fue la macroalga roja del tipo “*Ceramium* sp.” (Orden Ceremiales). Entre las especies registradas en una única playa y las compartidas por ambas playas de una misma costa, el CB presentó 11 taxones exclusivos (42,3%) y la costa ASO 4 taxones exclusivos (15,4%). También, se observaron colonias de Cyanophytas en los niveles medio y bajo del intermareal de la costa ASO, inicialmente (2016) en la playa urbana y luego (2017) en ambas playas.

En relación con la urbanización, dos taxones (7,7%) fueron exclusivos de las playas urbanas, es decir, que se encontraron únicamente en las playas urbanas de ambas costas. Estos fueron, los ejemplares de la Familia Gigartinaceae y la macroalga del tipo “espinoso” (Orden Ceremiales). No se registraron taxones que estuvieran únicamente en las playas no urbanas del área de estudio.

Tabla IV.1: Lista de macroalgas registradas en los niveles alto (A), medio (M) y bajo (B) del intermareal de playas urbanas y no urbanas en las costas Canal Beagle y Atlántica Suroccidental (SO) en Tierra del Fuego, Argentina.

	Taxón	Canal Beagle		Atlántica SO	
		Urbana	No urbana	Urbana	No urbana
CHLOROPHYTA	<i>Acrosiphonia arcta</i>	A M B	A M	M	M
	" <i>Bryopsis</i> sp."	M			
	Familia Ulotrichaceae		A M		
	<i>Ulva</i> sp. variedad "ex <i>Enteromorpha</i> "	A M B	A M	M	A M
	<i>Ulva</i> sp. variedad laminar	A M B	A M B	A M	A M B
OCHROPHYTA	"Alga parda"		M		
	<i>Adenocystis utricularis</i>	A M B	A M B		A B
	<i>Caepidium antarcticum</i>	A M			
	<i>Desmarestia</i> spp.			M	
	Familia Ectocarpaceae	B	A M B		
	<i>Neoralfsia expansa</i>	A	A B		B
	<i>Petalonia fascia</i>	M B			
	<i>Pylaiella littoralis</i>	A M B	A M		A
<i>Scytosiphon lomentaria</i>	A M	A M			
RHODOPHYTA	"Coralina incrustante"	B	M B	A M B	A M B
	<i>Catenella fusiformis</i>	A M	A M B		
	Ceremiales del tipo <i>Ceramium</i> sp.			M B	A M
	<i>Corallina officinalis</i>		M	M B	A M B
	Familia Gigartinacea	B		M	
	Familia Rhodomelaceae				B
	<i>Iridaea tuberculosa</i>		A M		
	<i>Nothogenia fastigiata</i>	A M	A M B		
	Orden Ceremiales del tipo <i>Lophurella hookeriana</i> .				B
	Orden Ceremiales del tipo "espinoso"	A		M	
	<i>Polysiphonia anisogona</i>	M B	B		
	<i>Porphyra</i> sp.	A M B	A M B	A M	A
<i>Sarcothalia crispata</i>	M B	M B	A M B	A M	

El intermareal rocoso de TDF está cubierto por macroalgas incrustantes y laminares de pigmentación verde (Chlorophyta), parda (Ochrophyta) y roja (Rhodophyta), y otros organismos como mitílidos (*e.g. Mytilus sp. y Perumytilus purpuratus*) y cirripedios (*e.g. Notochthamalus scabrosus y Notobalanus flosculus*) (FIGURA IV.2). La cobertura de macroalgas está distribuida en los tres niveles de la costa CB y se encuentra principalmente en los niveles medios y bajos de la costa ASO. Todos los niveles de la costa CB presentaron parches de sustrato desnudo, con valores mínimos en el nivel medio (FIGURA IV.3). La costa ASO, también presentó parches de sustrato desnudo, y en los niveles alto y bajo de la playa NU se observan los valores máximos de cobertura promedio de sustrato desnudo (aprox. 50% en nivel alto y 70% en nivel bajo). Los mitílidos y cirripedios están siempre presentes en el intermareal, con excepción del nivel bajo de la playa UR en la costa ASO. En particular, en esta última playa presenta amplios sectores con sustrato de arcilla consolidada, y las especies encontradas en el nivel bajo fueron en su mayoría ceramiales del tipo "*Lophurella hookeriana*" y ejemplares de la familia Rhodomelaceae, cubriendo el 47,42% y el 29,35% respectivamente de la superficie muestreada del nivel bajo.

La cobertura principal de macroalgas en los intermareales rocosos de TDF es generada por las algas rojas (FIGURA IV.4). Estas están presentes en todos los niveles de todas las playas. Las macroalgas pardas estuvieron presentes en todos los niveles de la costa CB y estuvieron casi ausentes en la costa ASO. La cobertura de macroalgas verdes se presentó en casi todos los niveles de la costa CB y en la costa ASO principalmente en los niveles altos y medios.

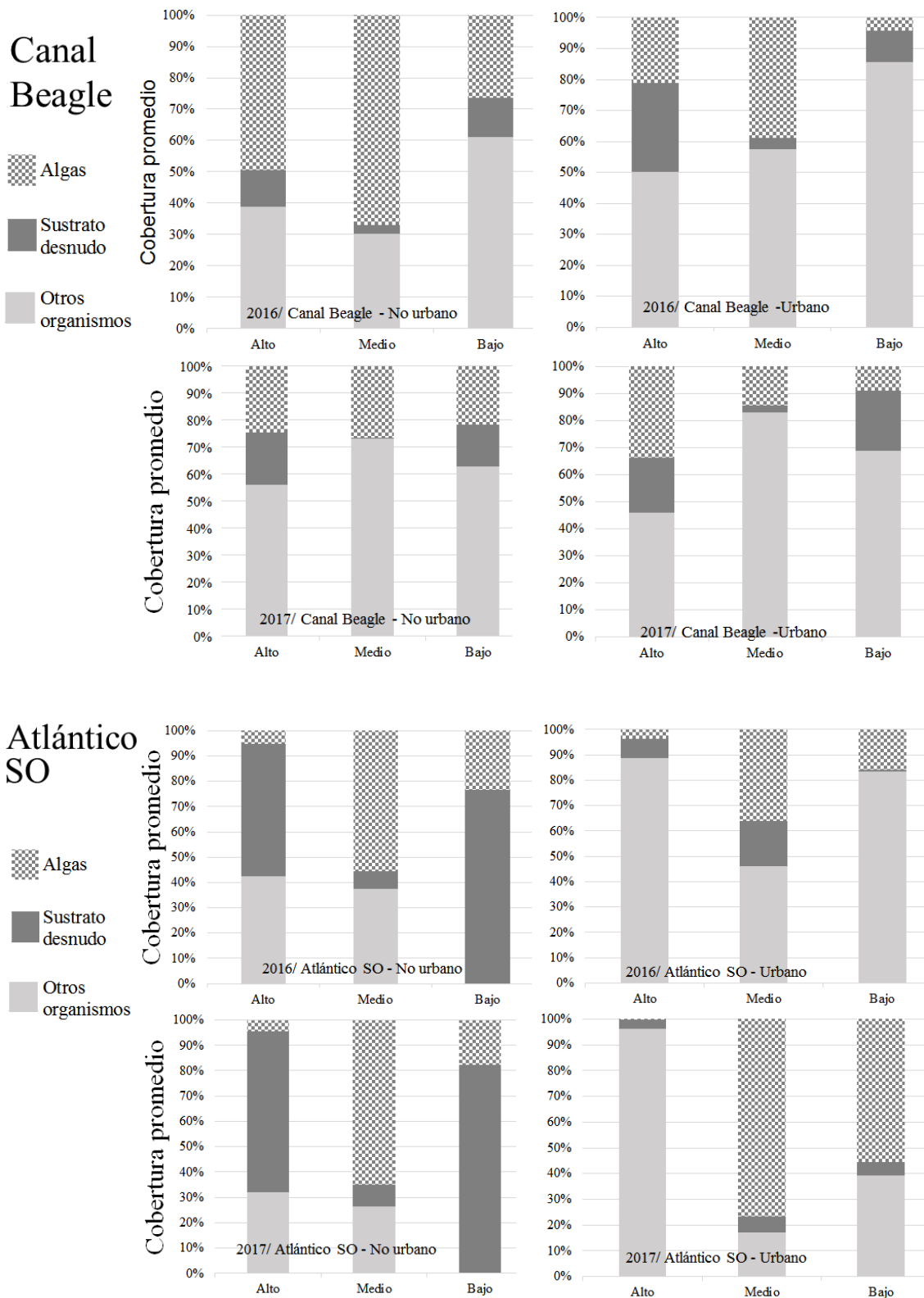
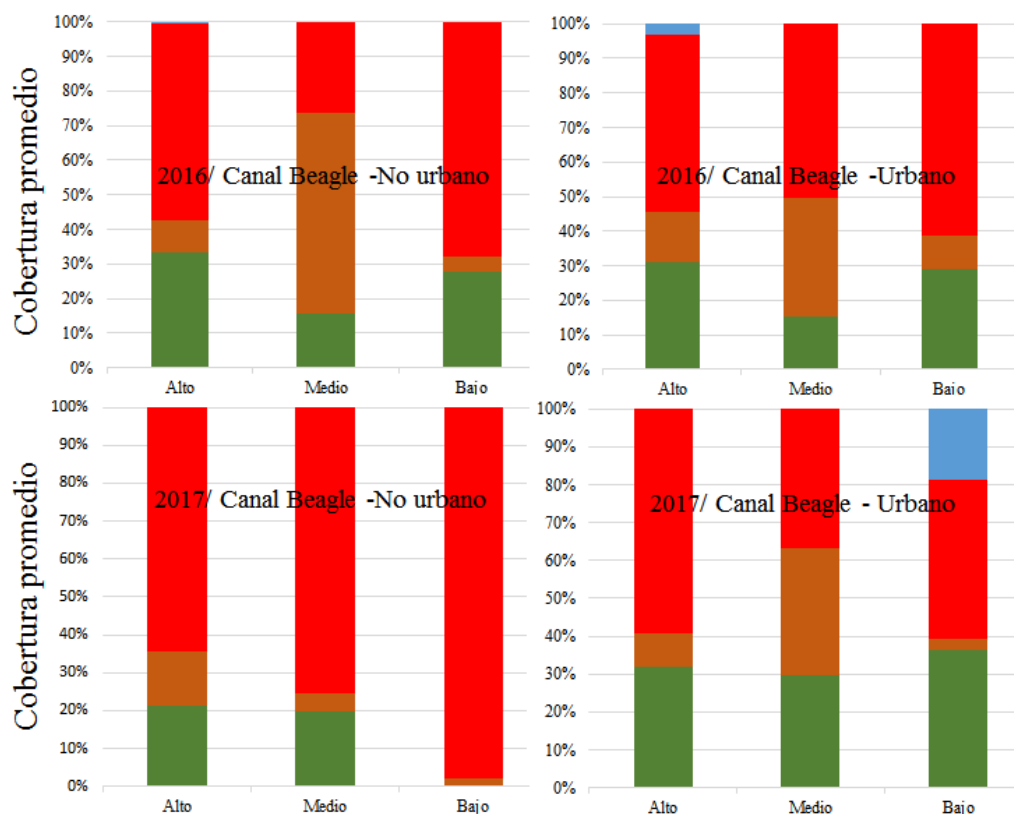
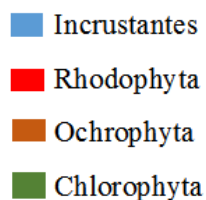


FIGURA IV.2: Porcentaje de cobertura promedio de macroalgas, sustrato desnudo y otros organismos según nivel, urbanización y costa de Isla Grande de Tierra del Fuego, Argentina. Muestrados realizados en el mes de diciembre de 2016 y 2017.



FIGURA IV.3: Intermareal alto de la playa urbana en la costa de Canal Beagle, Isla Grande de Tierra del Fuego, Argentina. En la imagen se observan principalmente ejemplares de las algas *Porphyra* sp. (de color púrpura) y *Ulva* sp. (de color verde), cirripedios (de color blancuzco), lapas (*Nacella magellanica* de color claro y *Nacella deaurata* de colores oscuros) y parches de roca desnuda.

Canal Beagle



Atlántico SO

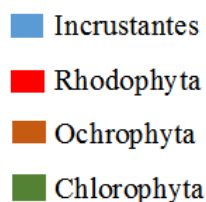


FIGURA IV.4: Porcentaje relativo de cobertura promedio de macroalgas del tipo incrustantes, Rhodophytas, Ochrophytas y Chlorophytas. Según nivel, urbanización y costa de Isla Grande de Tierra del Fuego, Argentina. Muestréos realizados en diciembre de 2016 y 2017.

Con el objetivo de conocer los posibles patrones o diferencias en la composición de la cobertura de macroalgas del intermareal rocoso, se realizó un ordenamiento multidimensional de las muestras en el espacio (nMDS) (FIGURA IV.5). El ordenamiento presentó un nivel de estrés < 0.15 , lo que indica que nMDS proporcionó una representación adecuada de las relaciones entre las muestras (Clarke 1993). En dicho ordenamiento se observa que el total de las muestras de las costas CB y ASO conforman dos grupos parcialmente solapados, lo que representa cierta similitud entre las costas estudiadas. Para analizar la cobertura en cada costa, se desglosó el espacio generado por las muestras en cada una de las costas estudiadas (FIGURA IV.6). Para la costa CB, se observa (FIGURA IV.6.A) que las muestras pertenecientes al nivel medio y alto conforman un grupo mixto junto a algunas muestras del nivel bajo. Se observa también que la mayoría de las muestras del nivel bajo se encuentran dispersas en el espacio, lo que indicaría una menor homogeneidad del nivel bajo respecto a los otros niveles del CB. Para la costa ASO (FIGURA IV.6.B), se observan semejanzas en la composición de la cobertura de los niveles medios y bajos, y una mayor dispersión en las muestras de nivel alto, lo que indicaría una menor homogeneidad de ese nivel.

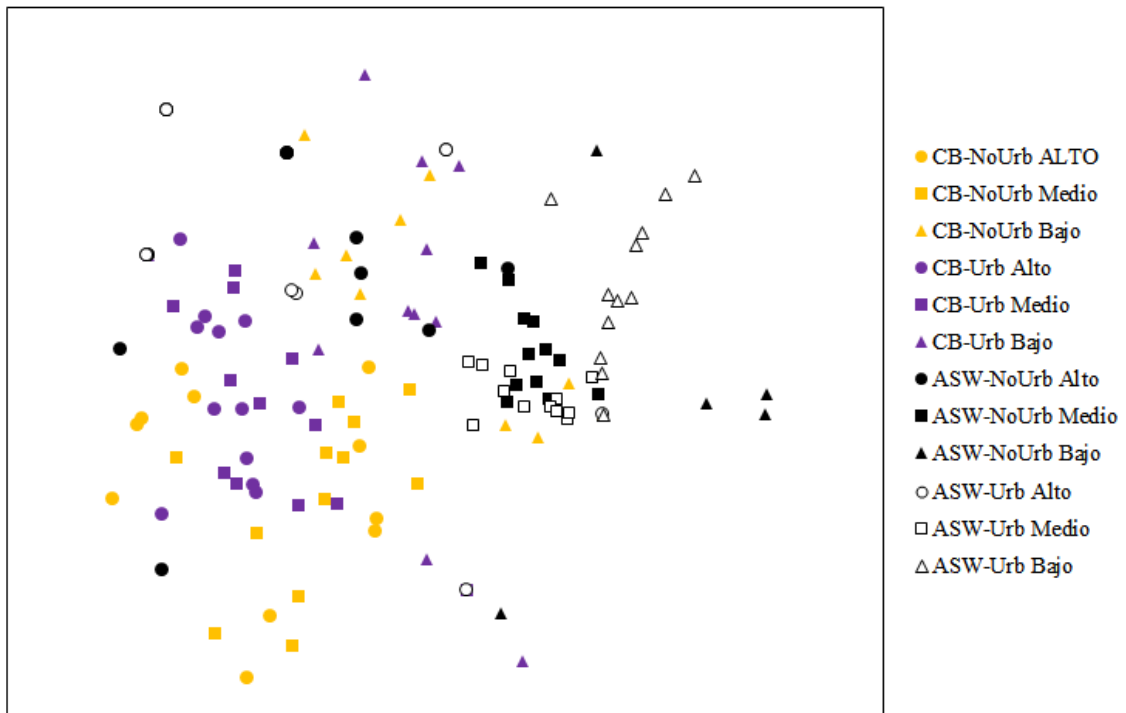


FIGURA IV.5: Escalonamiento multidimensional no métrico (nMDS) de la cobertura de macroalgas del intermareal rocoso de TDF. Se excluye del análisis dos réplicas de la costa Atlántica SO (playa NU, nivel bajo) que presentan valores fuera del espacio multidimensional que definían las demás replicas. Niveles alto (círculos), medio (cuadrados) y bajo (triángulos). Playas: No Urbana en Canal Beagle (gris claro), Urbana en Canal Beagle (gris oscuro), No urbano en costa Atlántica SO (negro) y Urbana en Atlántica SO (blanco con borde negro).

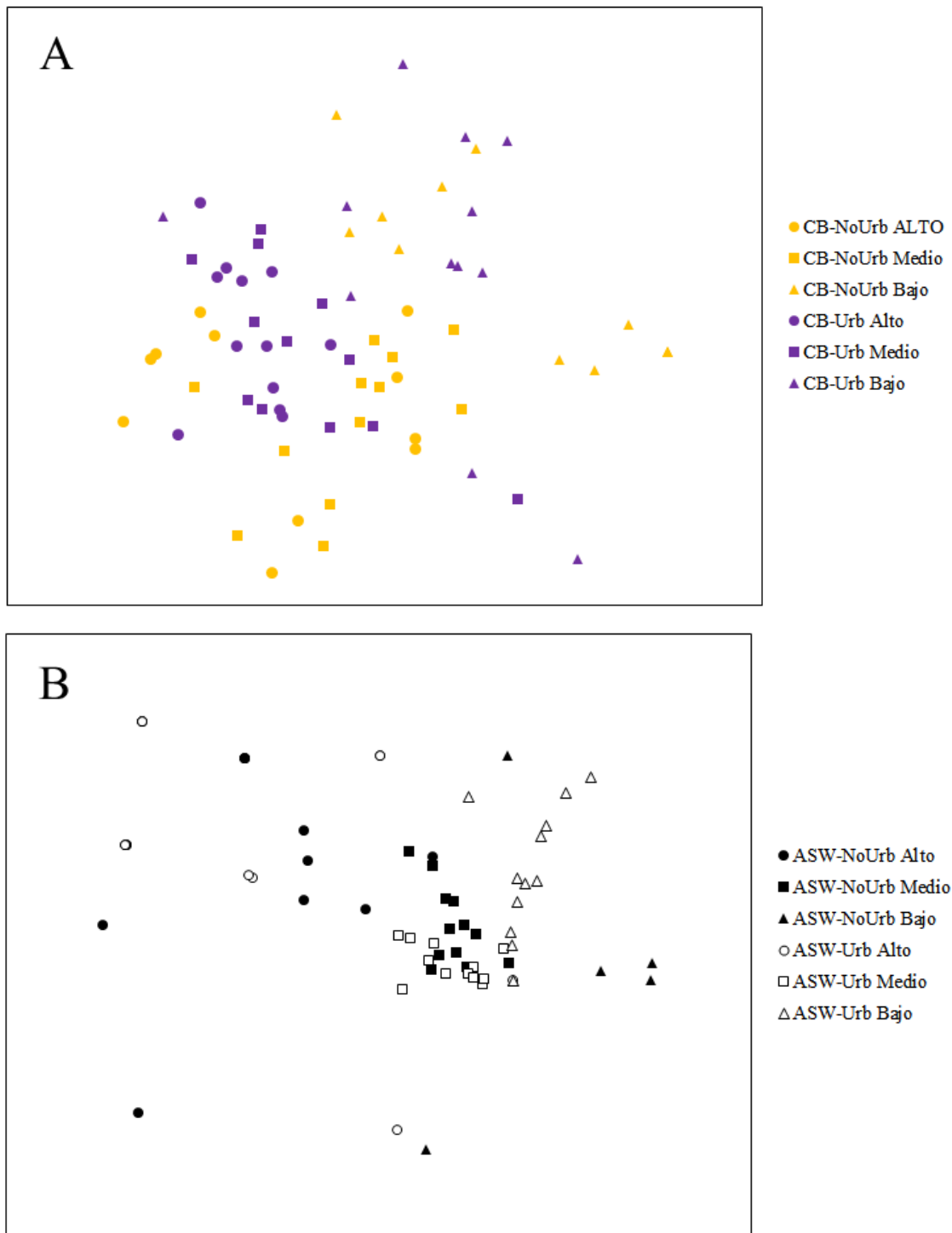


FIGURA IV.6: Desglose del escalonamiento multidimensional no métrico (nMDS) de la cobertura de macroalgas del intermareal de la Figura IV.6. **A)** costa Canal Beagle; **B)** costa Atlántica SO. Niveles: alto (círculos), medio (cuadrados) y bajo (triángulos).

Los resultados del análisis PERMANOVA comparando la composición de la cobertura de las macroalgas del intermareal de TDF muestran que el ensamble varió significativamente respecto a la urbanización en cada costa y nivel estudiados (Tabla

IV.2). Este resultado indica que cada nivel de las playas urbanas o no urbanas de cada costa presenta diferencias en relación con la composición de la cobertura de macroalgas. El factor Costa (PERMDIS, $p = 0.006$) resultó significativo para la prueba de homogeneidad de dispersión. En los casos en donde el factor resulta significativo tanto en PERMANOVA como en PERMDIST, se puede asegurar que hay un efecto de dispersión y podría también existir un efecto del factor (Anderson *et al.* 2008). Los datos se analizaron bajo la consideración de que la prueba de PERMANOVA es robusta aun con heterogeneidad entre grupos cuando el diseño es balanceado (Anderson *et al.* 2017) como en el caso de este trabajo.

El análisis *a posteriori* realizado sobre cobertura relativizada al 100% de las diferentes especies macroalgas respecto a la urbanización mostró que las diferencias en la cobertura de macroalgas para la costa CB ocurren en los niveles alto y bajo (Tabla IV.3), es decir, que el nivel alto de la playa UR de la costa CB presenta una cobertura de macroalgas diferente a la de la playa NU y lo mismo para el nivel bajo. La cobertura de macroalgas del nivel medio de la costa CB no presentó diferencias respecto a la urbanización. Tampoco se observaron diferencias respecto a la urbanización entre los niveles de la costa ASO. El análisis *a posteriori* respecto a los niveles del intermareal mostró que las diferencias en CB en la playa NU ocurren entre en nivel medio y bajo, y en la playa UR fue entre todos los niveles; en el caso de la costa ASO en la playa NU la cobertura de macroalgas difiere entre el nivel alto y medio, y en la playa UR fue entre todos los niveles.

Tabla IV.2: Resultados del PERMANOVA comparando la cobertura del ensamble de especies entre sitios aleatorios (Si), niveles (Alto, Medio y Bajo), urbanización (Urbanas y No urbanas) y costas (Canal Beagle y Atlántico SO) de TDF. El asterisco indica efectos significativos.

Fuente	gl	CM	Pseudo-F	p
Costa(Co)	1	54211	18.268	0.025
Urbanización (Ur)	1	13340	0.93973	0.654
Nivel (Ni)	2	24967	0.9533	0.513
Co*Ur	1	14196	4.7837	0.016
Co*Ni	2	26190	7.8283	0.002
Ur*Ni	2	5983.6	0.85483	0.55
Si(Co*Ur)	4	2969.5	1.1366	0.259
Co*Ur*Ni	2	6999.7	2.0923	0.042*
Si(Co*Ur)*Ni	8	3353.1	1.2834	0.057
Residuo	115	2612.6		

Tabla IV.3: Prueba por pares del término “Costa*Urbanización*Nivel” para pares de niveles de los factores Urbanización y Nivel del intermareal.

Factor Urbanización		
Costa Canal Beagle		P(perm)
Alto	UR ≠ NU	0.001*
Medio	UR = NU	0.341
Bajo	UR ≠ NU	0.001*
Costa Atlántica SO		
Alto	UR = NU	0.657
Medio	UR = NU	0.352
Bajo	UR = NU	0.176
Factor Nivel del intermareal		
Costa Canal Beagle		
Playa NU	Alto = Medio	0.315
	Alto = Bajo	0.345
	Medio ≠ Bajo	0.003*
Playa UR	Alto ≠ Medio	0.0031*
	Alto ≠ Bajo	0.003*
	Medio ≠ Bajo	0.0031*
Costa Atlántica SO		
Playa NU	Alto ≠ Medio	0.003*
	Alto = Bajo	0.501
	Medio = Bajo	0.348
Playa UR	Alto ≠ Medio	0.0029*
	Alto ≠ Bajo	0.003*
	Medio ≠ Bajo	0.003*

El análisis SIMPER identifica a las especies que contribuyen en las diferencias y similitudes entre niveles del intermareal, urbanización y costas estudiadas. A fin de caracterizar la cobertura de macroalgas del intermareal se presentan las especies que generan las similitudes en cada una de las playas y entre los niveles del área de estudio. Respecto a las playas estudiadas en cada costa y urbanización, considerando todos los niveles de forma conjunta, el análisis SIMPER muestra una similitud promedio mayor en las playas de la costa ASO respecto a las de la costa CB (Tabla IV.4). En la costa ASO la especie que más contribuye a las similitudes entre sus playas es “coralina incrustante”, mientras que en la costa CB, la similitud de sus playas se debe a “coralina incrustante” y *Nothogenia fastigiata* en el caso de la playa NU y a *Ulva* sp. variedad “ex *Enteromorpha*” y *Porphyra* sp. en el caso de la playa UR. Respecto a los niveles estudiados, considerando todas las costas y urbanización, el análisis SIMPER identificó las especies que caracterizaron los niveles del intermareal (Tabla IV.6). El nivel medio presentó mayor similitud promedio que los niveles altos y bajos. La similitud observada del nivel alto se debe principalmente a *Porphyra* sp. y *Ulva* sp. variedad “ex *Enteromorpha*” y la de los niveles medio y bajo se debe principalmente a “coralina incrustante”.

El análisis también permite observar las especies que generan las disimilitudes entre costas y urbanización y entre niveles. Los valores de disimilitud promedio en las playas UR y NU, comparando entre costas, fue alto (>90%) en ambos casos y se debió principalmente a la cobertura de “coralina incrustante” (Tabla IV.5). En el caso de la costa CB, comparando entre playas UR y NU, las especies responsables de las diferencias fueron principalmente *Porphyra* sp., “coralina incrustante”, *Ulva* sp. variedad laminar y *Catenella fusiformis* (aportes >10%). Respecto a los niveles, los valores de disimilitud promedio entre estos, considerando todas las playas estudiadas, fue alto (>77%) en todos los casos (Tabla IV.7). Las diferencias entre los niveles altos con los niveles medios se

deben principalmente a “coralina incrustante” y *Porphyra* sp., entre los niveles altos con los bajos a “coralina incrustante” y, entre los niveles medios con los bajos a “coralina incrustante” y *Ulva* sp. variedad laminar (aportes >10%).

Tabla IV.4: Resumen de resultados del análisis SIMPER de similitud entre las cuatro playas de estudio. Porcentaje de cobertura media de las especies, su contribución (%) para la similitud dentro del grupo, y el acumulativo total (%) de la contribución (interrumpido en 80%).

	Cobertura	Contribución	Acumulativo
Costa Canal Beagle, Playa No Urbana			
Similitud promedio: 27,33			
"Coralina incrustante"	16,83	27,22	27,22
<i>Nothogenia fastigiata</i>	14,92	23,94	51,16
<i>Ulva</i> sp. variedad laminar	12,56	10,54	61,7
<i>Catenella fusiformis</i>	11,63	9,98	71,68
<i>Iridaea tuberculosa</i>	8,33	7,73	79,41
Canal Beagle, Playa Urbana			
Similitud promedio: 25,08			
<i>Ulva</i> sp. variedad "ex <i>Enteromorpha</i> "	17,13	31,43	31,43
<i>Porphyra</i> sp.	22,38	29,17	60,61
<i>Ulva</i> sp. variedad laminar	8,6	11,9	72,5
<i>Catenella fusiformis</i>	12	11,49	83,99
Costa Atlántica SO, Playa No Urbana			
Similitud promedio: 40,60			
"Coralina incrustante"	42,38	72,88	72,88
<i>Porphyra</i> sp.	9,73	8,49	81,36
Costa Atlántica SO, Playa Urbana			
Similitud promedio: 47,23			
"Coralina incrustante"	42,25	61,8	61,8
<i>Corallina officinalis</i>	13,99	16,11	77,91
<i>Porphyra</i> sp.	9,44	11,18	89,09

Tabla IV.5: Resumen de resultados del análisis SIMPER de disimilitud entre playas urbanas y no urbanas de las costas Canal Beagle y Atlántica SO. Porcentaje de cobertura media de las especies, su contribución (%) a la disimilitud y acumulativo total (%) de la contribución (interrumpido en 60%).

	Cobertura promedio		Contribución	Acumulativo
	Costa Canal Beagle			
Disimilitud promedio: 84,21	No Urbano	Urbano		
<i>Porphyra</i> sp.	4,56	22,38	13,99	13,99
"Coralina incrustante"	16,83	2,92	11,77	25,75
<i>Ulva</i> sp. variedad laminar	12,56	8,6	10,4	36,15
<i>Catenella fusiformis</i>	11,63	12	10,23	46,38
<i>Ulva</i> sp. variedad "ex <i>Enteromorpha</i> "	2,38	17,13	9,6	55,98
<i>Nothogenia fastigiata</i>	14,92	0,42	8,7	64,68
	Playas No Urbanas			
Disimilitud promedio: 91,02	Canal Beagle	Atlántica SO		
"Coralina incrustante"	16,83	42,38	25,25	25,25
<i>Ulva</i> sp. variedad laminar	12,56	10,47	10,49	35,75
<i>Nothogenia fastigiata</i>	14,92	0	10,31	46,06
<i>Catenella fusiformis</i>	11,63	0	7,75	53,81
" <i>Lophurella hookeriana</i> "	0	11,24	6,91	60,71
	Playas Urbanas			
Disimilitud promedio: 93,79	Canal Beagle	Atlántica SO		
"Coralina incrustante"	2,92	42,25	23,27	23,27
<i>Porphyra</i> sp.	22,38	9,44	15,44	38,71
<i>Ulva</i> sp. variedad "ex <i>Enteromorpha</i> "	17,13	0,28	11,26	49,97
<i>Corallina officinalis</i>	0	13,99	8,68	58,65
<i>Sarcothalia crispata</i>	8,22	9,22	8,34	66,99

Tabla IV.6: Resumen de resultados del análisis SIMPER de similitud entre niveles alto, medio y bajo. Porcentaje de cobertura media de las especies en cada nivel, su contribución (%) para la similitud dentro del nivel y acumulativo total (%) de la contribución (interrumpido en 78%).

	Cobertura	Contribución	Acumulativo
Nivel Alto			
Similitud promedio: 24,09			
<i>Porphyra</i> sp.	22,12	39,06	39,06
<i>Ulva</i> sp. variedad "ex <i>Enteromorpha</i> "	10,89	23,71	62,77
<i>Nothogenia fastigiata</i>	5,31	8,55	71,32
<i>Catenella fusiformis</i>	7,84	7,74	79,06
Nivel Medio			
Similitud promedio: 47,02			
" <i>Coralina</i> incrustante"	37,97	67,7	67,7
<i>Nothogenia fastigiata</i>	5,93	5,67	73,38
<i>Catenella fusiformis</i>	9,72	4,9	78,28
Nivel Bajo			
Similitud promedio: 32,81			
" <i>Coralina</i> incrustante"	35,38	47,49	47,49
<i>Corallina officinalis</i>	11,53	20,23	67,71
<i>Ulva</i> sp. variedad laminar	13,37	13,67	81,38

Tabla IV.7: Resumen de resultados del análisis SIMPER de disimilitud entre niveles de todas las playas estudiadas. Porcentaje de cobertura media de las especies en cada nivel, su contribución (%) para la disimilitud entre niveles, y el acumulativo total (%) de la contribución (interrumpido en 60%).

	Cobertura promedio		Contribución	Acumulativo
	Alto	Medio		
Disimilitud promedio: 82,61				
"Coralina incrustante"	4,09	37,97	28,55	28,55
<i>Porphyra</i> sp.	22,12	5,21	13,62	42,17
<i>Ulva</i> sp. variedad laminar	9,38	5,53	8,28	50,45
<i>Catenella fusiformis</i>	7,84	9,72	7,6	58,04
<i>Sarcothalia crispata</i>	4,78	7,2	7,09	65,13
Disimilitud promedio: 93,60				
"Coralina incrustante"	4,09	35,38	22,2	22,2
<i>Porphyra</i> sp.	22,12	7,43	13,44	35,64
<i>Ulva</i> sp. variedad laminar	9,38	13,37	11,11	46,75
<i>Corallina officinalis</i>	0,26	11,53	8,46	55,21
<i>Ulva</i> sp. variedad "ex <i>Enteromorpha</i> "	10,89	0,65	6,96	62,17
Disimilitud promedio: 77,59				
"Coralina incrustante"	37,97	35,38	22,89	22,89
<i>Ulva</i> sp. variedad laminar	5,53	13,37	10,75	33,64
<i>Corallina officinalis</i>	1,95	11,53	8,51	42,14
<i>Catenella fusiformis</i>	9,72	0,1	7,64	49,79
<i>Sarcothalia crispata</i>	7,2	5,25	7,49	57,28
<i>Porphyra</i> sp.	5,21	7,43	6,67	63,95

DISCUSIÓN

Se registraron 27 taxones de macroalgas cubriendo los intermareales rocosos de TDF, siendo las algas rojas las más diversas. La costa CB presentó diferencias en la cobertura de macroalgas entre las playas urbanas y no urbanas, específicamente entre el nivel alto urbano y no urbano y entre el nivel bajo y urbano y no urbano. Las especies involucradas en las diferencias son principalmente las algas rojas *Porphyra* sp. y "coralina incrustante". En el caso de *Porphyra* sp., su cobertura resultó mayor en la playa UR, mientras que "coralina incrustante" presentó mayor cobertura en la NU. Esta disminución

en áreas urbanas de la cobertura de algas calcáreas, como “coralina incrustante”, también fue registrado en un estudio a lo largo de la costa de Brasil (Schermer *et al.* 2013). En ese estudio, advierten que podría ser consecuencia de la eutrofización, la cual aumenta la acidificación (Cai *et al.* 2011), disminuyendo entonces la producción de carbonato de calcio por parte de las algas incrustantes. En este sentido, estos resultados concuerdan con lo registrado para el ensamble de macroinvertebrados analizado en el capítulo 3 de esta tesis. La disminución de algas calcáreas en zonas urbanas, resulta de interés en escenarios de cambio climático, debido a su capacidad de fijar de dióxido de carbono mediante la producción de carbonato de calcio (Hallock y Schlager 1986).

Otras de las consecuencias de la urbanización es el aumento de las algas verdes en respuesta al aumento de los nutrientes en agua de mar (Martinetto *et al.* 2010, Scherner *et al.* 2013) y la reducción de algas pardas por la afección de su fisiología y reproducción (Kevekordes 2001, Scherner *et al.* 2012, 2013). En el caso de TDF, las diferentes macroalgas pardas identificadas no contribuyen de forma significativa a la similitud o disimilitud entre niveles, costas o urbanización. Además, su cobertura fue escasa en el área de estudio, principalmente en la costa ASO. En el caso de las macroalgas verdes, *Ulva* sp. variedad laminar y variedad “*ex Enteromorpha*” contribuyen, junto a otras macroalgas, a las diferencias observadas entre las playas UR y NU del CB. La forma en la que contribuye cada una de las variedades mencionadas no permite establecer un patrón en relación con la urbanización en la costa de estudio, dado que, en el caso de la variedad laminar, su cobertura fue mayor en la playa NU mientras que en el caso de la variedad “*ex Enteromorpha*”, la cobertura fue mayor en la playa UR (ver Tabla IV.5). Entonces, en los resultados del presente trabajo no se observa efecto de la urbanización en la cobertura de algas pardas o verdes.

Por otro lado, la riqueza de macroalgas registrados exclusivamente en la costa CB fue mayor que la registrada para la costa ASO. Esta condición podría ser una característica natural del área de estudio o mismo una consecuencia del proceso de eutrofización de la zona urbana (Amin *et al.* 2011b, Duarte *et al.* 2011, Gil *et al.* 2011). En ese sentido, las aguas enriquecidas en nutrientes debido a la urbanización podrían permitir el asentamiento de más grupos taxonómicos o especies. Resultados similares, respecto a aumento de la biodiversidad en zonas urbanas, se registraron en las costas arenosas de Bahía San Antonio, un área considerada prístina que recibe las aguas derivadas de la actividad agrícola y doméstica de la ciudad de San Antonio Oeste en Patagonia norte sobre la costa Atlántica Suroccidental (Martinetto *et al.* 2010). Aunque, en ese estudio, los autores registran también un efecto sobre las macroalgas pardas y verdes que no concuerda con los resultados de este trabajo. Entonces, es posible que la baja biodiversidad y dominancia de algas rojas en la costa ASO se deba a los aspectos físicos de la costa (*e.g.* 9 m de amplitud de marea aprox.), los cuales generan un ambiente poco propicio para el asentamiento de macroalgas en la zona intermareal. Por lo tanto, evaluar el efecto de la urbanización sobre estas resulte complejo. De hecho, no se observaron diferencias en la cobertura de macroalgas entre los niveles de las playas UR y NU en esta costa. Por otro lado, es interesante destacar el éxito de fijación de las macroalgas ceramiales del tipo "*Lophurella hookeriana*" y de los ejemplares de la familia Rhodomelaceae que fueron exclusivas del nivel bajo de la playa UR de esta costa pese a la disminución del sustrato duro donde adherirse en ese sector. Este nivel bajo, presenta amplios sectores de arcilla consolidada y, aun así, las macroalgas antes mencionadas representan más del 70% de la cobertura de macroalgas en ese nivel.

Los resultados observados para las playas NU parecen indicar que el estado natural de estas costas es la homogeneidad de las coberturas de macroalgas entre los

niveles del intermareal en ambas costas. Esto es distinto a lo registrado para los ensambles de macroinvertebrados estudiados en los capítulos anteriores que sí muestran una marcada heterogeneidad. En este sentido, la urbanización podría aumentar la heterogeneidad entre los niveles. Aunque, como ya se mencionó, también podría ser una consecuencia de las características físicas de las costas. Como ya se ha mencionado, la costa ASO presenta características diferentes a las del CB y, es posible que esas diferencias condicionen las especies que puedan habitar en una u otra costa, explicando también la mayor riqueza registrada en el CB y la cobertura homogénea de macroalgas en los intermareales de la costa ASO. Si bien se pueden delimitar diferencias en los niveles del intermareal que están caracterizados por grupos infaunales particulares, la fisonomía de la costa ASO posee características particulares. La pendiente de la costa es muy baja $< 5\%$, y la amplitud de marea muy alta, hasta 8 metros de amplitud, lo que genera un intermareal rocoso de hasta 2.5 km de longitud. Además, el ingreso de la marea no es por niveles, sino que el agua ingresa por las zonas más bajas del intermareal y muchas veces puede ingresar por zonas perpendiculares a la línea de costa. Este patrón de mareas, da como resultado que el tiempo de inmersión del intermareal sea similar en áreas más cercanas al agua, clásicamente el nivel bajo, con áreas más alejadas a la línea de marea, clásicamente denominadas nivel alto. Esta particular fisonomía sugiere que si la desecación es el factor principal que afecta la distribución por niveles de las macroalgas, es esperable no encontrar diferencias entre las áreas evaluadas.

CONCLUSIONES GENERALES

La presente tesis representa un estudio de la biodiversidad de organismos bentónicos del intermareal rocoso de Isla Grande de Tierra del Fuego, el impacto de la urbanización sobre los ensamblajes de macroinvertebrados y macroalgas y el rol de la matriz conformada por mitílidos y predadores tope sobre la riqueza de organismos bentónicos. Asimismo, los resultados presentados proporcionan una aproximación respecto de las implicancias de la presencia de ciudades en áreas costeras.

Los intermareales rocosos de TDF son un ambiente compuesto por gran variedad de macroinvertebrados (109 taxones). Esta biodiversidad se ilustró en un catálogo de especies que se espera, sea de utilidad para futuros trabajos ecológicos en el área. La biodiversidad registrada presentó gran similitud específica con los intermareales rocosos de Nueva Zelanda e islas sub-Antárticas Campbell y Auckland (Hayward y Morley 2005). Esta similitud podría deberse al tránsito de ejemplares por suspensión en aguas superficiales mediante la Corriente Circumpolar Antártica que conecta ambos territorios. Estos resultados afianzan la idea de que las decisiones políticas en materia de sustentabilidad de ambientes marinos, requieren de políticas que transiendan a los diferentes gobiernos locales, ya que se trata de ecosistemas estrechamente conectados.

La urbanización aumenta la riqueza de macroinvertebrados en los niveles bajos, posiblemente debido a un proceso de eutrofización cultural (Smith y Schindler 2009) a lo largo de la zona de estudio en CB y en la zona urbana de la costa ASO. Pero, en última instancia, este proceso disminuye la biodiversidad de organismos en el ecosistema (Howarth *et al.* 2000), lo que podría implicar pérdidas importantes en los servicios ecosistémicos con consecuencias sobre la población humana local e incluso, para ambientes remotos (Halpern *et al.* 2008), como Nueva Zelanda. Las interacciones

biológicas también cumplen un rol importante en la estructuración de los ensambles. En este sentido, la riqueza de los intermareales de TDF no muestran relación con la presencia de la matriz de mitílidos, posiblemente debido a la presencia conjunta de otros ingenieros ecosistémicos en el área de estudio, pero podría estar influenciada por la presencia de la estrella *Anasterias antártica* y la interacción de esta con el caracol oportunista *Trophon geversianus*, ambos posibles predadores tope del ambiente intermareal. Futuros estudios sobre el rol conjunto de estos ingenieros y de las interacciones de macroinvertebrados en general, serán de vital importancia para proteger la gran biodiversidad de la creciente urbanización del área.

Los ensambles de macroinvertebrados en el área de estudio presentaron unas pocas especies dominantes y muchas otras en baja abundancia distribuidas de forma decreciente desde el nivel alto hacia el nivel bajo del intermareal, siendo el nivel bajo el de menor abundancia de macroinvertebrados. Asimismo, este nivel fue el de mayor riqueza pese a la ausencia de mitílidos. El ensamble de la costa ASO presentó mayor proporción de especies exclusivas respecto a las del CB, aun cuando los valores de riqueza fueron similares. Por otro lado, si bien las variaciones naturales interactúan con efectos antrópicos, la mayor heterogeneidad observada en la costa CB respecto a la costa ASO, podría responder a características de las playas, principalmente a los diferentes factores físicos y oceanográficos de cada costa. Por ejemplo, en los intermareal de CB se registraron grandes abundancias de moluscos de talla pequeña los cuales, probablemente, no son capaces de permanecer en ambientes expuestos al oleaje y grandes amplitudes de marea como sucede en la costa ASO. El intermareal de la costa ASO presenta también una extensión mayor que el intermareal del CB. Esto, podría facilitar el asentamiento de las especies, al disminuir la competencia por el espacio. Finalmente, los ensambles presentaron una superposición de especies cercana al 50% de la biodiversidad registrada,

probablemente debido al intercambio de especies entre las playas muestreadas. Es probable que las características físicas y oceanográficas de la costa ASO estén colaborando con la mitigación de impactos antrópicos, pese a que afirmarlo resulta poco sensato en escenarios velozmente dinámicos de estrés ambiental a causa del cambio climático (Helmuth et al. 2006).

Los intermareales rocosos de TDF presentaron 27 taxones de macroalgas, siendo las algas rojas las más diversas. La costa CB presentó diferencias en la cobertura entre las playas urbanas y no urbanas, tanto en el nivel alto como en el nivel bajo generadas por *Porphyra* sp. con mayor cobertura en la playa UR y “coralina incrustante” con mayor cobertura en la playa NU. Estos resultados podrían también indicar un proceso de eutrofización como el discutido en relación con el ensamble de macroinvertebrados en esta tesis. Además, la disminución de algas calcáreas en zonas urbanas, resulta de interés en escenarios de cambio climático, debido a su capacidad de fijar dióxido de carbono. Por otro lado, la biodiversidad de macroalgas registradas exclusivamente en la costa CB fue mayor que la registrada para la costa ASO, lo que podría ser una característica natural del área de estudio de la cual poco se conoce en relación con la cobertura de macroalgas del intermareal o mismo una consecuencia del proceso de eutrofización de la zona urbana (Amin *et al.* 2011b; Duarte *et al.* 2011; Gil *et al.* 2011). Los resultados observados en las playas NU en este trabajo, parecen indicar que el estado natural de las coberturas de macroalgas entre los niveles del intermareal en ambas costas es de cierta homogeneidad. Esto es distinto a lo registrado para los ensambles de macroinvertebrados estudiados en los capítulos anteriores que sí muestran una marcada heterogeneidad tanto en playas UR como NU.

En síntesis, los efectos de la urbanización sobre los ensambles de macroinvertebrados y macroalgas son diferentes y deben ser considerados al momento de

tomar decisiones. Además, las urbanizaciones costeras impactan por pulsos cortos (*e.g.* el uso recreativo de la playa durante el verano) o por disturbios acumulativos de pulsos largos y no reversibles, afectando a las especies presentes (Clynick *et al.* 2009). Por esto, los estudios de monitoreo a lo largo del tiempo son vitales para entender las consecuencias de la urbanización sobre el ambiente intermareal. Estudiar la comunidad del intermareal es importante para preservar su biodiversidad. En el caso de TDF, la gran biodiversidad registrada permite al ecosistema resistir mejor a los cambios ambientales extremos, generando un ambiente menos vulnerable y sostenible para las próximas generaciones.

En el contexto actual de crecimiento demográfico y cambio climático, los resultados obtenidos en esta tesis pueden ser útiles para generar modelos que permitan predecir el futuro de los ensamblajes bentónicos en intermareales rocosos frente al aumento demográfico y/o nuevos asentamientos urbanos y sus consecuencias y permitan tomar decisiones políticas acerca del manejo de áreas costeras para la conservación de estos ambientes (Paine y Levin 1981, Benedetti-Cecchi 2000). Estas predicciones pueden contribuir en la decisión sobre las pautas de manejo a seguir para mitigar los impactos antrópicos sobre la biodiversidad y para conservar los ambientes intermareales rocosos. Además, estos ambientes brindan importantes servicios ecosistémicos, tales como la protección de la línea de costa ante procesos erosivos y la provisión de áreas turísticas y de recreación, siendo relevante aplicar medidas de manejo a corto plazo para su preservación (Ferreira *et al.* 2017). Se espera que los resultados de esta tesis proporcionen información valiosa para continuar estudiando la biodiversidad del área y mitigar el impacto antrópicos sobre el ecosistema del intermareal rocoso.

COMENTARIOS FINALES

La experiencia adquirida en la realización del catálogo presentado en el CAPITULO I. permite pensar una estrategia futura superadora para conocer la biodiversidad del área de estudio. Lo primero es contar con una cámara de alta resolución con caja estanca y objetivo macro, lo cual permitiría adquirir imágenes de los especímenes en el campo luciendo sus colores vivos y registrando su ambiente natural. Como ya se mencionó, la mayoría de los organismos son de tallas pequeñas y unos cuantos están dentro de la matriz del mejillinar durante la marea baja *i.e.* cuando el intermareal es accesible. Por esta razón, además de la cámara sería necesario tomar muestras del mejillinar para poder observarlas bajo lupa. Lo ideal sería hacer las observaciones *in situ*, pero algunos ambientes, como el intermareal de TDF, son poco amigables para este tipo de tareas de precisión. En estos casos, se debería proceder a la recolección de muestras. Esta tarea debe contemplar un recipiente de tamaño suficiente para contener agua de mar y un volumen de aire similar al de la muestra sumergida en agua. Estas condiciones son vitales para los organismos coleccionados. Recordar que, como se procede con cualquier muestra, esta debe llevar un rótulo (*i.e.* tipo y número de muestra, georeferencia fecha, sitio/lugar, etc. Antes de retirarse del campo se debe recolectar un volumen suficiente de agua de mar para la posterior manipulación de los ejemplares vivos. Lo ideal es mantener esa agua en frío para que se conserven los microorganismos que allí viven. También, es necesario considerar la temperatura para la supervivencia de los macroinvertebrados. En zonas frías, como TDF, se desaconseja transportarlas con calefacción, aunque se las puede aislar en una conservadora con hielo para mantenerlas estables durante el traslado. Una vez en el laboratorio es necesario utilizar únicamente agua de mar para observar, manipular y fotografiar a los ejemplares

de interés. Por último y muy importante, todas las muestras colectadas deberían ser procesadas en el mismo día y regresadas al mismo lugar de dónde se las obtuvo en la siguiente marea baja. Este paso evitaría mantenerlas en condiciones similares a las naturales, aunque de contar con los recursos necesarios para ello, podrían ser devueltas en un momento posterior. La tarea de regresar a los organismos en buenas condiciones al sitio de donde fueron colectados puede resultar engorrosa debido a la lejanía del laboratorio con el sitio de muestro o el cansancio de las personas involucradas, sin embargo, se trata del paso más importante ya que evita un innecesario sacrificio de animales.

Finalmente, destacar la colaboración y excelente predisposición de las y los especialistas en taxonomía de invertebrados marinos es una discusión necesaria. Aun con claves de identificación de especies disponibles, si estas no son particulares del área de estudio, las posibilidades de cometer errores son muchas. La confección de una lista de taxones para el trabajo ecológico necesita de la colaboración de especialistas en taxonomía. Disponer del conocimiento y la colaboración de dichos especialistas enriquece enormemente el trabajo ecológico. En la Ciudad de Buenos Aires existen dos instituciones con expertas y expertos en taxonomía de animales marinos, la Facultad de Ciencias Exactas y Naturales (FCEyN-UBA) y el Museo Argentino de Ciencias Naturales “Bernardino Rivadavia” (MACN-CONICET).

BIBLIOGRAFÍA

- Adami, M.L., Gordillo, S., 1999. Structure and dynamics of the biota associated with *Macrocystis pyrifera* (Phaeophyta) from the Beagle Channel, Tierra del Fuego. *Scientia Marina*, 63(S1), 183-191.
- Addessi, L., 1994. Human disturbance and long-term changes on a rocky intertidal community. *Ecological Applications*, 4(4), 786-797.
- Aguirrezabalaga, F., 2012. Familia Paraonidae Cerruti, 1909. En: *Annelida Polychaeta III*. Parapar, J., Alós, C., Núñez, J., Moreira, J., López, E., Aguirrezabalaga, F., Besteiro, C., Martínez, A. *Fauna Ibérica*, vol. 36. Ramos, M.A. *et al.* (Editores.). Museo Nacional de Ciencias Naturales CONICET, 160-272.
- Amin, O.; Comoglio, L.; Sericano, J., 2011a. Polynuclear aromatic and chlorinated hydrocarbons in mussels from the coastal zone of Ushuaia, Tierra del Fuego, Argentina. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 30(3), 521-529.
- Amin, O., Comoglio, L., Spetter, C., Duarte, C., Astesuain, R., Freije, R.H., Marcovecchio, J., 2011b. Assessment of land influence on a high latitude marine coastal system: Tierra del Fuego, southernmost Argentina. *Environmental Monitoring & Assessment*, 175(1-4), 63-73.
- Anderson, M.J., 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology*., 26, 32-46.
- Anderson, M.J., 2004. PERMDISP: a FORTRAN computer program for permutational analysis of multivariate dispersions (for any two-factor ANOVA design) using permutation tests. Department of Statistics, University of Auckland, New Zealand, 24.
- Anderson, M.J., Gorley, R.N., Clarke, K.R., 2008. PERMANOVA+ for PRIMER: Guide to Software and Statistical Methods, PRIMER-E, Plymouth, UK
- Anderson, M.J., Walsh, D.C., Robert Clarke, K., Gorley, R.N., Guerra-Castro, E., 2017. Some solutions to the multivariate Behrens–Fisher problem for dissimilarity-based analyses. *Australian & New Zealand Journal of Statistics*, 59(1), 57-79.
- Andrew, N.L., Mapstone, B.D., 1987. Sampling and the description of spatial pattern in marine ecology. *Oceanography and Marine Biology*, 25, 39-90.
- De León González, J.A., Bastida Zavala, J. R., Carrera Parra, L.F., García Garza, M.E., Sergio Ignacio, S.V., Solís Weiss, V., Tovar Hernández, M.A., 2021. Anélidos marinos de México y América tropical.
- Aronson, M.F., La Sorte, F.A., Nilon, C. H., Katti, M., Goddard, M.A., Lepczyk, C.A., Winter, M., 2014. A global analysis of the impacts of urbanization on bird and plant diversity

- reveals key anthropogenic drivers. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 281(1780), 2013-3330.
- Arribas, L.P., Bagur, M., Klein, E., Penchaszadeh, P.E., Palomo, M.G., 2013. Geographic distribution of two mussel species and associated assemblages along the northern Argentinean coast. *Aquatic Biology*, 18(1), 91-103.
- Arribas, L.P., Donnarumma, L., Palomo, M.G., Scrosati, R.A., 2014. Intertidal mussels as ecosystem engineers: their associated invertebrate biodiversity under contrasting wave exposures. *Marine Biodiversity*, 44(2), 203-211.
- Ayyagari, A., Kondamudi, R. B., 2014. Ecological significance of the association between *Stomopneustes variolaris* (Echinoidea) and *Lumbrineris latreilli* (Polychaeta) from Visakhapatnam Coast, India. *Journal of Marine Biology*, 2014, Article ID 640785.
- Bagur, M., Richardson, C.A., Gutiérrez, J.L., Arribas, L.P., Doldan, M.S., Palomo, M.G., 2013. Age, growth and mortality in four populations of the boring bivalve *Lithophaga patagonica* from Argentina. *Journal of Sea Research*, 81, 49-56.
- Bagur, M., Gutiérrez, J.L., Arribas, L.P., Palomo, M.G., 2014. Endolithic invertebrate communities and bioerosion rates in southwestern Atlantic intertidal consolidated sediments. *Marine Biology*, 161(10), 2279-2292.
- Bagur, M., Gutiérrez, J.L., Arribas, L.P. and Palomo, M.G., 2016. Complementary influences of co-occurring physical ecosystem engineers on species richness: insights from a Patagonian rocky shore. *Biodiversity and Conservation*, 25 (13), 2787–802
- Bailey-Brock J., 1984. Ecology of the tube-building polychaete *Diopatra leuckarti* Kinberg, 1865 (Onuphidae) in Hawaii: community structure, and sediment stabilizing properties. *Zoological Journal of the Linnean Society*, 80, 191-199.
- Balech, E., Ehrlich, M.D., 2008. Esquema biogeográfico del Mar Argentino. *Revista de Investigación y Desarrollo Pesquero*, 19, 45-75.
- Ban, S., y Nelson, W.G., 1987. Role of *Diopatra cuprea* Bosc (Polychaeta: Onuphidae) tubes in structuring a subtropical infaunal community. *Bulletin of Marine Science*, 40, 11–21.
- Barragan, J.M.; de Andrés, M., 2015. Analysis and trends of the world's coastal cities and agglomerations. *Ocean & Coastal Management.*, 114, 11–20.
- Bates, D., Maechler, M., Bolker, B.M., & Walker, S., 2011. Fitting linear mixed-effects models using lme4. *Journal of Statistical Software*, 67, 1-48.
- Beaumont, N.J., Austen, M.C., Atkins, J.P., Burdon, D., Degraer, S., Dentinho, T.P., Zarzycki, T., 2007. Identification, definition and quantification of goods and services provided by marine biodiversity: implications for the ecosystem approach. *Marine Pollution Bulletin*, 54(3), 253-265.

- Belan, T.A., 2003. Benthos abundance patterns and species composition in conditions of pollution in Amursky Bay (the Peter the Great Bay, the Sea of Japan). *Marine Pollution Bulletin*, 46, 1111-1119
- Bellan, G., 1980. Relationship of pollution to rocky substratum polychaetes on the French Mediterranean coast. *Marine Pollution Bulletin*, 11(11), 318-321.
- Bellan, G., Desrosiers, G., Willsie, A., 1988. Use of an annelid pollution index for monitoring a moderately polluted littoral zone. *Marine Pollution Bulletin*, 19(12), 662-665.
- Benedetti-Cecchi, L., 2000. Predicting direct and indirect interactions during succession in a mid-littoral rocky shore assemblage. *Ecological Monographs*, 70, 45-72.
- Bernasconi, I., 1964. Distribución geográfica de los Equinoideos y Asteroideos de la extremidad austral de Sudamérica. Instituto de Biología Marina, Mar del Plata, Argentina, 7, 43-50.
- Bertness, M.D, Crain, C.M, Silliman, B.R., Bazterrica, M.C., Reyna, M.V., Hidalgo, F., Kongo Farina, J., 2006. The community structure of western Atlantic patagonian rockshores. *Ecological Monographs*, 76(3), 439-460.
- Biancalana, F., Torres, A.I., 2011. Variations of mesozooplankton composition in a eutrophicated semi-enclosed system (Encerrada Bay, Tierra del Fuego, Argentina). *Brazilian Journal of Oceanography*, 59, 195-199.
- Bigatti, G., Primost, M.A., Cledón, M., Averbuj, A., Theobald, N., Gerwinski, W., Arntz, W., Morriconi, E., Penchaszadeh, P.E., 2009. Biomonitoring of TBT contamination and imposex incidence along 4700 km of Argentinean shoreline (SW Atlantic: From 38S to 54S). *Marine Pollution Bulletin*, 58, 695-701.
- Bjork, M., Mohammed, S.M., Bjorklund, M., Semesi, A., 1995. Coralline algae, important coral-reef builders threatened by pollution. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 24(7-8), 502-505.
- Böggemann, M., 2002. Revision of the Glyceridae GRUBE 1850 (Annelida: Polychaeta).
- Boltovskoy, D., Correa, N. M., Burlakova, L. E., Karatayev, A. Y., Thuesen, E. V., Sylvester, F., y Paolucci, E. M., 2021. Traits and impacts of introduced species: a quantitative review of meta-analyses. *Hydrobiologia*, 848(9), 2225-2258.
- Borthagaray, A.I., y Carranza, A., 2007. Mussels as ecosystem engineers: their contribution to species richness in a rocky littoral community. *Acta Oecologica*, 31(3), 243-250.
- Botkin, D.B., Beveridge, C.E., 1997. Cities as environments. *Urban Ecosystems*, 1(1), 3-19.
- Boraso, A.L., Rico, A.E., Perales, S., Pérez, L. Zalazar, H., 2004. Algas Marinas de la Patagonia. Una Guía Ilustrada. Vázquez Mazzini, Buenos Aires.
- Boraso, A., 2013. Elementos para el estudio de las macroalgas de Argentina. Comodoro Rivadavia. Universitaria de la Patagonia, Chubut.

- Bray, J.R., Curtis, J.T., 1957. An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin. *Ecological Monographs*, 27, 325-49.
- Brooks, M.E., Kristensen, K., Van Benthem, K.J., Magnusson, A., Berg, C.W., Nielsen, A., Bolker, B.M., 0017. glmmTMB balances speed and flexibility among packages for zero-inflated generalized linear mixed modeling. *The R journal*, 9(2), 378-400.
- Brown, J.H., Paliyath, G., Thompson, J.E., 1990. Influence of acyl chain composition on the degradation of phosphatidylcholine by phospholipase D in carnation microsomal membranes. *Journal of Experimental Botany*, 41(8), 979-986.
- Brusca, R.C., Brusca, G., 2005. *Zoología de Invertebrados*.
- Bujalesky, G.G., 2007. Coastal geomorphology and evolution of Tierra del Fuego (Southern Argentina). *Geologica Acta: an international earth science journal*, 5(4), 337-362.
- Cai, W.J., Hu, X., Huang, W.J., Murrell, M.C., Lehrter, J.C., Lohrenz, S.E., Chou, W.C., Zhai, W., Hollibaugh, J.T., Wang, Y., Zhao, P., Guo, X., Gundersen, K., Dai, M., Gong, G.C., 2011. Acidification of subsurface coastal waters enhanced by eutrophication. *Nature Geoscience*, 4, 766-770.
- Calcagno, J.A., Curelovich, J.N., Fernandez, V.M., Thatje, S., Lovrich, G.A., 2012. Effects of physical disturbance on a sub-Antarctic middle intertidal bivalve assemblage. *Marine Biology Research*, 8, 937-53.
- Ceballos, G., Ehrlich, P. R., Dirzo, R., 2017. Biological annihilation via the ongoing sixth mass extinction signaled by vertebrate population losses and declines. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 114(30), 6089-6096.
- Chao, A., Gotelli, N.J., Hsieh, T.C., Sander, E.L., Ma, K.H., Colwell, R.K., Ellison, A. M., 2014. Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological monographs*, 84(1), 45-67.
- Chapman, M.G., Underwood, A.J., 1998. Inconsistency and variation in the development of rocky intertidal algal assemblages. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 224(2), 265-289.
- Clarke, K.R., 1993. Non-parametric multivariate analysis of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology*, 18, 117-143.
- Clynick, B.G., Blockley, D., Chapman, M.G., 2009. Anthropogenic changes in patterns of diversity on hard substrata: and overview. En *Hard bottom communities: patterns, dynamics, diversity, and change*. M. Wahl (Editores). Germany, Springer Verlag, 247-256.
- Coleman, M.A., Wernberg, T., 2017. Forgotten underwater forests: The key role of furoids on Australian temperate reefs. *Ecology and Evolution*, 7(20), 8406-8418.
- Connell, J.H., 1961. The influence of interspecific competition and other factors on the distribution of the barnacle *Chthamalus stellatus*. *Ecology*, 710-723.

- Connell, J.H., 1972. Community interactions on marine rocky intertidal shores. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 169-192.
- Constanza, R., d'Árge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neil, R.V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P., Van Den Belt, M., 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387, 253– 260
- Cumming, R., 2013. Evolutionary biogeography and patterns of dispersal in the intertidal slug *Onchidella* (Systemmatophora: Mollusca). University of Otago.
- Cumming, R.A., Nikula, R., Spencer, H.G., & Waters, J.M., 2014. Transoceanic genetic similarities of kelp-associated sea slug populations: long-distance dispersal via rafting?. *Journal of Biogeography*, 41(12), 2357-2370.
- Curelovich, J.N., Lovrich, G. A., Cueto, G.R., Calcagno, J.A., 2016a. Recruitment and zonation in a sub-Antarctic rocky intertidal community. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 98(2), 411-422.
- Curelovich, J., Lovrich, G. A., Calcagno, J. A., 2016b. The role of the predator *Trophon geversianus* in an intertidal population of *Mytilus chilensis* in a rocky shore of the Beagle Channel, Tierra del Fuego, Argentina. *Marine Biology Research*, 12(10), 1053-1063.
- D.P.O.S.S., 2019. Llamado a licitación pública N° 7/2019. Obra: adecuación de redes internas de agua y cloaca en edificios varios. Etapa II. Río grande Tierra del Fuego.
- Dayton, P.K., 1971. Competition, disturbance, and community organization: The provision and subsequent utilization of space in a rocky intertidal community. *Ecological Monographs*, 41(4): 351-389.
- Dayton, P.K., 1972. Toward an understanding of community resilience and the potential effects of enrichments to the benthos at McMurdo Sound, Antarctica. In *Proceedings of the colloquium on conservation problems in Antarctica*. 81-96.
- De León González, J.A., Bastida Zavala, J.R., Carrera Parra, L.F., García Garza, M.E., Sergio Ignacio, S.V., Solís Weiss, V., Tovar Hernández, M.A. (Editores), 2021. Anélidos marinos de México y América tropical. Universidad Autónoma de Nuevo León, Monterrey, Nuevo León, 1-1054.
- Dean D., 1978. The swimming of bloodworms (*Glycera* spp.) at night, with comments on other species. *Marine Biology*, 48,99-104.
- Dean, H.K., 2008. The use of polychaetes (Annelida) as indicator species of marine pollution: a review. *Revista de Biología Tropical*, 56(4), 11-38.
- Delgado-Blas, V.H., 2021. Capítulo 56. Spionidae Grube, 1850 En Anélidos marinos de México y América tropical. De León-González *et al.* (Editores).
- Díaz Barradas, M.C., García Novo, F., Collantes, M., Zunzunegui, M., 2001. Vertical structure of wet grasslands under grazed and non-grazed conditions in Tierra del Fuego. *Journal of Vegetation Science*, 12(3), 385-390.

- Díaz-Díaz, O., Rozbaczylo, N., 2019. Familia Cirratulidae Ryckholt, 1851. En Díaz-Díaz O & Rozbaczylo N (Editores). Poliquetos bentónicos en Chile y su relación con indicadores de estado ecológico. Santiago, Chile.
- Dobkowski, M.N., Wallimann, I. (Editores), 2002. On the edge of scarcity: environment, resources, population, sustainability, and conflict. Syracuse University Press.
- Duarte, C.A., Giarratano, E., Amin, O., Comoglio, L., 2011. Heavy metal concentrations and biomarkers of oxidative stress in native mussels (*Mytilus edulis chilensis*) from Beagle Channel coast (Tierra del Fuego, Argentina). *Marine Pollution Bulletin*, 62, 1895-1904.
- Dye, A.H., 1992. Experimental studies of succession and stability in rocky intertidal communities subject to artisanal shellfish gathering. *Netherlands Journal of Sea Research*, 30, 209-217.
- Elias, R., Vallarino, E.A., Scagliola, M., Isla, F.I., 2004. Macrobenthic distribution patterns at a sewage disposal site in the inner shelf off Mar del Plata (SW Atlantic). *Journal of Coastal Research*. 20, 1176-1182.
- Elías, R., Palacios, J.R., Rivero, M.S., Vallarino, E.A., 2005. Short-term responses to sewage discharge and storms of subtidal sand-bottom macrozoobenthic assemblages off Mar del Plata City, Argentina (SW Atlantic). *Journal of Coastal Research*, 53, 231-242.
- Elias, R., Rivero, M.S., Sanchez M.A., Jaubet L., Vallarino E.A., 2009. Do treatments of sewage plants really work? The intertidal mussels' community of the southwestern Atlantic shore (38°S, 57°W) as a case study. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 44(2), 357-368.
- Elías, R., Jaubet, M. L., Llanos, E.N., Sanchez, M.A., Rivero, M.S., Garaffo, G.V., Sandrini-Neto, L., 2015. Effect of the invader *Boccardia proboscidea* (Polychaeta: Spionidae) on richness, diversity and structure of SW Atlantic epilithic intertidal community. *Marine Pollution Bulletin*, 91(2), 530-536.
- Esteves, J.L., Commendatore, M., Nievas, M., Massara Paletto, M., Amin, O., 2006. Hydrocarbon pollution in coastal sediments of Tierra del Fuego Island, Patagonia Argentina. *Marine Pollution Bulletin*, 52, 572-597.
- Fairweather, P.G., 1990. Sewage and the biota on seashores: assessment of impact in relation to natural variability. *Environmental Monitoring and Assessment*, 14(2), 197-210.
- Fajardo, M. A., Álvarez, F., Pucci, O.H., Portela, M.L., 1998. Contenido de algunos nutrientes, minerales y variaciones estacionales en *Porphyra columbina*, alga comestible de la Costa Patagónica argentina. *Archivos Latinoamericanos de Nutrición*, 48(3), 260-264.
- Fauchald, K., Jumars, P.A., 1979. The diet of worms: a study of polychaete feeding guilds. *Oceanography and marine Biology Annual Review*.
- Feinsinger, P., 2003. El diseño de estudios de campo para la conservación de la biodiversidad. FAN.

- Feinsinger, P., Ventosa Rodríguez, I., 2014. Suplemento decenal al texto diseño de estudios de campo para la conservación de la biodiversidad. FAN.
- Fenucci, J.L., Virasoro, C., Cousseau, M.B., Boschi, E.E., 1974. Campaña Tierra del Fuego 74, Informe preliminar. Contribuciones del Instituto de Biología Marina, 261, 137.
- Ferreira, A.M., Marques, J.C., Seixas, S., 2017. Integrating marine ecosystem conservation and ecosystems services economic valuation: implications for coastal zones governance. *Ecological Indicators*, 77, 114-122.
- Fragkopoulou, E., Serrão, E.A., De Clerck, O., Costello, M.J., Araújo, M.B., Duarte, C.M., Assis, J., 2022. Global biodiversity patterns of marine forests of brown macroalgae. *Global Ecology and Biogeography*, 31(4), 636-648.
- Fraschetti, S., Terlizzi, A., Guarnieri, G., Pizzolante, F., D'ambrosio, P., Maiorano, P., Beqiraj, S., Boero, F., 2011. Effects of unplanned development on marine biodiversity: A lesson from Albania (central Mediterranean Sea). En Tursi, A. and Corselli, C. (Editores.), *Coastal Research in Albania: Vlora Gulf*, Journal of Coastal Research, Special Issue, 58, 106-115. West Palm Beach (Florida).
- Gall, S. C., Thompson, R.C., 2015. The impact of debris on marine life. *Marine Pollution Bulletin*, 92(1-2), 170-179.
- Gallagher, E.D., Keay, K.E., 1998. Organism-sediment-contaminant interactions in Boston Harbor. *Contaminated Sediments in Boston Harbor*, 2139, 89-132.
- Gay, C., 1852. Historia física y política de Chile según documentos adquiridos en esta república durante doce años de residencia en ella y publicada bajo los auspicios del Supremo Gobierno, 15. En casa del autor.
- Giarratano, E., Amin, O.A., 2010. Heavy metals monitoring in the southernmost mussel farm of the world (Beagle Channel, Argentina). *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 73(6), 1378-1384.
- Gil, D.G., 2002. Alimentación en *Anasterias minuta* Perrier. Tesis de Licenciatura, Universidad Nacional Patagonia San Juan Bosco, Argentina.
- Gil, D.G., Escudero, G., Zaixso, H.E., 2011. Brooding and development of *Anasterias minuta* (Asteroidea: Forcipulata) in Patagonia, Argentina. *Marine Biology*, 158(11), 2589-2602.
- Gil D.G., Zaixso, H.E., 2007. The relation between feeding and reproduction in *Anasterias minuta* (Asteroidea: Forcipulata). *Marine Biology Research*, 3, 256-264.
- Gilbert K.M., 1984. Family Trochochaetidae Pettibone, 1963. En Uebelacker J.M., Johnson, P.G. (Editores) *Taxonomic guide to the polychaetes of the Northern Gulf of Mexico*, Volume 2. Mobile Bay National Estuary Program Barry A. Vittor & Associates, Inc., 8.1-8.4.
- Grall, J., Le, F., Guyonnet, B., Riera, P., 2006. Community structure and food web based on stable isotopes (d 15 N and d 13 C) analysis of a North Eastern Atlantic maerl bed. *Journal Experimental Marine Biology and Ecology*, 338, 1-15.

- Günther, C.P., 1996. Development of small *Mytilus* beds and its effects on resident intertidal macrofauna. *Publicazione di l'Station Zoologica di Napoles Marine Ecology*, 17, 117-130.
- Gutiérrez, J.L., Jones, C.G., Strayer, D.L., Iribarne, O.O., 2003. Mollusks as ecosystem engineers: the role of shell production in aquatic habitats. *Oikos*, 101, 79-90.
- Gutiérrez, J.L., Jones, C.G., Byers, J.E., Arkema, K.K., Berkenbusch, K., Commito, J.A., Duarte, C.M., Hacker, S.D., Lambrinos, J.G., Hendriks, I.E., Hogarth, P.J., Palomo, M.G., Wild, C., 2011. Physical ecosystem engineers and the functioning of estuaries and coasts, en: *Treatise on Estuarine and Coastal Science*. Elsevier, 7, 53-81.
- Hallock, P., Schlager, W., 1986. Nutrient excess and the demise of coral reefs and carbonate platforms. *Palaios*, 1, 389-398.
- Halpern, B.S., Walbridge, S., Selkoe, K.A., Kappel, C.V., Micheli, F., D'Agrosa, C., Bruno, J.F., Casey, K.S., Ebert, C., Fox, H.E., Fujita, R., Heinemann, D., Lenihan, H.S., Madin, E.M.P., Perry, M.T., Selig, E.R., Spalding, M., Steneck, R., Watson, R., 2008. A global map of human impact on marine ecosystems. *Science*, 319, 948-952.
- Hammond, A., 1992. *World Resources 1992-1993: Towards Sustainable Development*. Oxford University Press.
- Harley, C.D., Anderson, K.M., Demes, K.W., Jorve, J.P., Kordas, R.L., Coyle, T.A., Graham, M.H., 2012. Effects of climate change on global seaweed communities. *Journal of Phycology*, 48(5), 1064-1078.
- Hayward, B.W., Grenfell, H.R., Sabaa, A.T., Daymond-King, R., 2007. Biogeography and ecological distribution of shallow-water benthic foraminifera from the Auckland and Campbell Islands, subantarctic southwest Pacific. *Journal of Micropalaeontology*, 26(2), 127-143.
- Hayward, B.W., Morley, M.S., 2005. Zonation and biogeography of the intertidal biota of Subantarctic Campbell and Auckland Islands, New Zealand. *Records of the Auckland Museum*, 7-33.
- He, Q., Silliman, B.R., 2019. Climate change, human impacts, and coastal ecosystems in the Anthropocene. *Current Biology*, 29(19), 1021-1035.
- Helmuth, B., Mieszkowska, N., Moore, P., Hawkins, S.J., 2016. Living on the edge of two changing worlds: Forecasting the responses of rocky intertidal ecosystems to climate change. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 37, 373-404.
- Hernández, D.A., 1985. *Holothuroidea del Mar Argentino*. Tesis Doctoral, Universidad de Buenos Aires. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Argentina.
- Hidalgo, F.J., Silliman, B.R., Bazterrica, M.C., Bertness, M.D., 2007. Predation on the rocky shores of Patagonia, Argentina. *Estuaries and Coasts*, 30, 886-894.

- Hoegh-Guldberg, O., Mumby, P. J., Hooten, A. J., Steneck, R. S., Greenfield, P., Gomez, E., Hatziolos, M., 2007. Coral reefs under rapid climate change and ocean acidification. *Science*, 318(5857), 1737-1742.
- INDEC, 2010. Censo Nacional de Población, Hogares y Viviendas 2010.
- IPCC, 2019. Pörtner, H.O., Roberts, D.C., Masson-Delmotte, V., Zhai, P., Tignor, M., Poloczanska, E., Weyer, N.M. (Editores). Technical summary. IPCC special report on the ocean and cryosphere in a changing climate, 61.
- IPBES, 2019. Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. IPBES Secretariat. Alemania, 56.
- Isla, F.I., 2008. Coarse-grained ripples offshore Atlantic Tierra del Fuego. *Gravel*, 6, 15-21.
- Johnston, E.L., Roberts, D.A., 2009. Contaminants reduce the richness and evenness of marine communities: a review and meta-analysis. *Environmental Pollution*, 157, 1745-1752.
- Jones, C.G., Lawton, J.H., Shachak, M., 1994. Organisms as ecosystem engineers. *Oikos*, 69, 373-386.
- Jumars, P.A., Dorgan, K.M., Lindsay, S.M., 2015. Diet of worms emended: An update of polychaete feeding guilds. *Annual Review of Marine Science*, 7, 497-520.
- Kelaher, B.P., Castilla, J.C., Prado, L., York, P., Schwindt, E., Bortolus, A., 2007. Spatial variation in molluscan assemblages from coralline turfs of Argentinean Patagonia. *Journal of Molluscan Studies*, 73(2), 139-146.
- Kevekordes, K., 2001. Toxicity tests using developmental stages of *Hormosira banksii* (Phaeophyta) identify ammonium as a damaging component of secondary treated sewage effluent discharged into Bass Strait. *Marine Ecology - Progress Series*, 219, 139-148.
- Koch, M., Bowes, G., Ross, C., Zhang, X.H., 2013. Climate change and ocean acidification effects on seagrasses and marine macroalgae. *Global Change Biology*, 19, 103-132.
- Kokot, R.R., Codignotto, J.O., Elissondo, M., 2004. Vulnerabilidad al ascenso del nivel del mar en la costa de la provincia de Río Negro. *Revista de la Asociación Geológica Argentina*, 59(3), 477-487.
- Kordas, R.L., Harley, C.D., O'Connor, M.I., 2011. Community ecology in a warming world: the influence of temperature on interspecific interactions in marine systems. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 400, 218-226.
- Krause- Jensen, D., Lavery, P., Serrano, O., Marba, N., Masque, P., Duarte, C.M., 2018. Sequestration of macroalgal carbon: The elephant in the Blue Carbon room. *Biology Letters*, 14(6), 20180236.
- Kuhnemann, O., 1976. Observaciones ecologicas sobre la vegetacion marina y terrestre de la Isla de los Estados (Tierra del Fuego, Argentina). *Ecosur, Corrientes*, 3(6), 121-248.

- Lawton, J.H., 1999. Are there general laws in ecology? *Oikos*, 177-192.
- Le Loc'h, F., Hily C., Grall, J., 2008. Benthic community and food web structure on the continental shelf of the Bay of Biscay (North Eastern Atlantic) revealed by stable isotopes analysis. *Journal of Marine Systems*, 72, 17-34.
- Lee, Y.C., Ahern, J., Yeh, C.T., 2015. Ecosystem services in peri-urban landscapes: The effects of agricultural landscape change on ecosystem services in Taiwan's western coastal plain. *Landscape and Urban Planning*, 139, 137-148.
- Lenth, R.V., 2016. Least-Squares Means: The R Package lsmeans. *Journal of Statistical Software*, 69(1), 1-33.
- Liuzzi, M.G., López Gappa, J.J., Piriz, M.L., 2011. Latitudinal gradients in macroalgal biodiversity in the Southwest Atlantic between 36 and 55°S. *Hydrobiologia*, 673(1), 205-214.
- Liuzzi, M.G., López Gappa, J.J., 2008. Macrofaunal assemblages associated with coralline turf: species turnover and changes in structure at different spatial scales. *Marine Ecology Progress Series*, 363, 147-156.
- Loke, L.H., Heery, E.C., Lai, S., Bouma, T.J., Todd, P.A., 2019. Area-independent effects of water-retaining features on intertidal biodiversity on eco-engineered seawalls in the tropics. *Frontiers in Marine Science*, 16.
- López Gappa, J.J., Tablado, A., Magaldi, N.H., 1990. Influence of sewage pollution on a rocky intertidal community dominated by the mytilid *Brachidontes rodriguezii*. *Marine Ecology Progress Series*, 63, 163-175.
- López Gappa, J.J., Tablado, A., Magaldi, N.H., 1993. Seasonal changes in an intertidal community affected by sewage pollution. *Environmental Pollution*, 82 (2), 157-65.
- López Gappa, J.J., Alonso, G.M., Landoni, N.A., 2006. Biodiversity of benthic Amphipoda (Crustacea: Peracarida) in the Southwest Atlantic between 35°S and 56°S. *Zootaxa*, 1342, 1-66.
- López Gappa, J.J., Sueiro, M.C., 2007. The subtidal macrobenthic assemblages of Bahía San Sebastián (Tierra del Fuego, Argentina). *Polar Biology*, 30, 679-687.
- López Gappa, J.J., 1975. Briozoos marinos de Tierra del Fuego. I. *Physis*, 34(89), 433-439.
- Loreau, M., Naeem, S., Inchausti, P., Bengtsson, J., Grime, J.P., Hector, A., Tilman, D., 2001. Biodiversity and ecosystem functioning: current knowledge and future challenges. *Science*, 294(5543), 804-808.
- Lotze, H.K., Lenihan, H.S., Bourque, B.J., Bradbury, R.H., Cooke, R.G., Kay, M.C., Kidwell, S.M., Kirby, M.X., Peterson, C.H., Jackson, J.B., 2006. Depletion, degradation, and recovery potential of estuaries and coastal seas. *Science* 312, 1806-1809.
- Macaya, E.C., González Garraza, G., Navarro, N.P., Ramírez, M.E., Albornoz, W., Bagur, M., Basualdo, J.P., Bessega, F., Cáceres-Ccaccya, D., Jeldres, R., Kaminsky, J., López, E.,

- Marcangeli, M., Matula, C., Monachesi, R., Novoa, L., Perez-Alania, M., Reyes-Gómez, V., Poblet, C.T., Bentivoglio, E., Salas J., Silva, M.R., 2020. Guía fotográfica: Macroalgas marinas de Ushuaia. Primera Edición. Concepción, Chile.
- Macdonald, T.A., Burd, B.J., Macdonald, V.I., & Van Roodselaar, A., 2010. Taxonomic and feeding guild classification for the marine benthic macroinvertebrates of the Strait of Georgia, British Columbia. Fisheries and Oceans, Canada.
- Magurran, A.E., 2004. Measuring Biological Diversity. Blackwell, Oxford.
- Mann, K.H., 1973. Seaweeds: their productivity and strategy for growth. *Science*, 182, 975-981.
- Martinetto, P., Daleo, P., Escapa, M., Alberti, J., Isacch, J. P., Fanjul, E., Iribarne, O., 2010. High abundance and diversity of consumers associated with eutrophic areas in a semi-desert macrotidal coastal ecosystem in Patagonia, Argentina. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 88(3), 357-364.
- Martínez-Hernández, G.B., Castillejo, N., Carrión-Montegudo, M.D. M., Artés, F., Artés-Hernández, F., 2018. Nutritional and bioactive compounds of commercialized algae powders used as food supplements. *Food Science and Technology International*, 24(2), 172-182.
- Martins, C.D., Arantes, N., Faveri, C., Batista, M.B., Oliveira, E.C., Pagliosa, P.R., Fonseca, A.L., Nunes, J.M., Chow, F., Pereira, S.B., Horta, P.A., 2012. The impact of coastal urbanization on the structure of phytobenthic communities in southern Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 64, 772-778.
- McArdle, B.H., Anderson, M.J., 2001. Fitting multivariate models to community data: a comment on distance-based redundancy analysis. *Ecology*, 82, 290-297.
- McKinney, M.L., 2002. Urbanization, Biodiversity, and Conservation. The impacts of urbanization on native species are poorly studied, but educating a highly urbanized human population about these impacts can greatly improve species conservation in all ecosystems. *Bioscience*, 52(10), 883-890.
- McMichael, A.J., 2013. Globalization, climate change, and human health. *New England Journal of Medicine*, 368(14), 1335-1343.
- Mendoza, M.L., 1999. State of knowledge of the Corallinales (Rhodophyta) of Tierra del Fuego and the Antarctic Peninsula. *Scientia Marina*, 63(S1), 139-144.
- Menge, B.A., Sutherland, J.P., 1976. Species diversity gradients: synthesis of the roles of predation, competition, and temporal heterogeneity. *American Naturalist*, 110, 351-369.
- Menge, B.A., 2000. Recruitment vs. post-recruitment processes as determinants of barnacle population abundance on Oregon rocky shores. *Ecological Monographs*, 70, 265-288.
- Menge, B.A., Sutherland, J.P., 1987. Community regulation: variation in disturbance, competition, and pre-dation in relation to environmental stress. *American Naturalist*, 130, 730-757.

- Mercado-Santiago, A., Hernández-Alcántara, P., Solís-Weiss, V., 2021. Capítulo 63. Trochochaetidae Pettibone, 1963. En *Anélidos marinos de México y América tropical*. De León-González *et al.* (Editores).
- Miloslavich, P., Cruz-Motta, J.J., Hernández, A., Herrera, C., Klein, E., Barros, F., Bigatti, G., Cárdenas, M., Carranza, A., Flores, A., Gil, P., Gobin, J., Gutiérrez, J., Krull, M., Lazarus, J.F., Londoño, E., Lotufo, T., Macaya, E., Mora, E., Navarrete, S., Palomo, G., Parragué, M., Pellizzari, F., Rocha, R., Romero, L., Retamales, R., Sepúlveda, R., Silva, M.C., Soria, S., 2016. Benthic assemblages in South American intertidal rocky shores: biodiversity, services, and threats. En *Marine Benthos*. Nova, Nueva York.
- Momota, K.; Hosokawa, S., 2021. Potential impacts of marine urbanization on benthic macrofaunal diversity. *Scientific Reports*, 11, 1-12.
- Myers, S.S., Patz, J.A., 2009. Emerging threats to human health from global environmental change. *Annual Review of Environment and Resources*, 34, 223-252.
- Naeem, S., Li, S., 1997. Biodiversity enhances ecosystem reliability. *Nature*, 390(6659), 507-509.
- NAGISA. ARG/02/G31, ARG/10/G47, 2011. Plan de manejo del área natural protegida Reserva Costra Atlántica de Tierra del Fuego, Gobierno de la Provincia de Tierra del Fuego, Antártida e Islas del Atlántico Sur.
- Nikula, R., Fraser, C.I., Spencer, H.G. y Waters, J.M., 2010. Circumpolar dispersal by rafting in two subantarctic kelpdwelling crustaceans. *Marine Ecology Progress Series*, 405, 221-230.
- Norse, E.A., 1994. *Global Marine Biological Diversity*. Island Press, Washington.
- Nybakken, J.W., 1993. *Marine biology: an ecological approach*. Tercera edición. HarperCollins College. New York.
- Ojeda, J., Rosenfeld, S., Marambio, J., Rozzi, R., Mansilla, A., 2014. Patrones estacionales y espaciales de la
de moluscos intermareales de bahía Róbalo, canal Beagle, Reserva de la Biosfera Cabo de Hornos, Chile. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 49(3), 493-509.
- Olivier, S.R., Escofet, A., Orensanz, J.M., Pezzani, S.E., Turro, A. M., Turro, M. E., 1966. Contribución al conocimiento de las comunidades bentónicas de Mar del Plata. I. Las costas rocosas entre playa grande y playa chica. *Anales de la comisión de investigaciones científicas de la provincia de Buenos Aires (Argentina)*, 7, 185-206.
- Orensanz, J.M., Schwindt, E., Pastorino, G., Bortolus, A., Casas, G., Darrigran, G., Elias, R., Lopez Gappa, J.J., Obenat, S., Pascual, M., Penchaszadeh, P., Piriz, M.L., Scarabino, F., Spivak, E.D., Vallarino, E.A., 2002. No longer the pristine confines of the world ocean: a survey of exotic marine species in the southwestern Atlantic. *Biological Invasions*, 4, 115-143.

- Otaegui, V., Zaixso, H., 1974. Distribución vertical de los moluscos marinos del litoral rocoso de la ría de Puerto Deseado (Santa Cruz, Argentina). Una guía para reconocer los diferentes pisos y horizontes litorales. *Physis*, 33, 321-334.
- Paine, R.T., 1969. The *Pisaster-Tegula* interaction: prey patches, predator food preference, and intertidal community structure. *Ecology*, 50(6), 950-961.
- Paine, R.T., 1974. Intertidal community structure. *Oecologia*, 15(2), 93-120.
- Paine, R.T., 2002. Trophic Control of Production in a Rocky Intertidal Community. *Science*, 296(5568), 736-739
- Paine, R.T., Levin, S.A., 1981. Intertidal landscapes: disturbance and the dynamics of pattern. *Ecological Monographs*, 51, 145-178.
- Palomo, M.G., People, J., Chapman, M.G., Underwood, A.J., 2007. Separating the effects of physical and biological aspects of mussel beds on their associated assemblages. *Marine Ecology Progress Series*, 344, 131-142.
- Pastorino, G., 2016. Revision of the genera *Pareuthria* Strebel, 1905, *Glypteuthria* Strebel, 1905 and *Met euthria* Thiele, 1912 (Gastropoda: Buccinulidae) with the description of three new genera and two new species from Southwestern Atlantic waters. *Zootaxa*, 4179(3), 301-344.
- Paxton, H., 1986 Generic revision and relationships of the family Onuphidae (Annelida: Polychaeta). *Records of the Australian Museum*, 38, 1-74.
- Pearson, T.H., Rosenberg, R., 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of marine environment. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, 16, 229-311.
- Penchaszadeh, P.E., 1973. Ecología de la comunidad del mejillín (*Brachydontes rodriguezii* d'Orb.) en el mediolitoral rocoso de Mar del Plata (Argentina): el proceso de recolonización. *Physis*, 32(84), 51-64.
- Pérez, A.F, Boy, C.C., Calcagno, J., Malanga, G., 2015. Reproduction and oxidative metabolism in the brooding sea star *Anasterias antarctica* (Lütken, 1957). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 463, 150-157.
- Pettibone, M.H., 1976. Contribution to the polychaete family Trochochaetidae Pettibone. *Smithsonian Contributions to Zoology*, 230, 1-21.
- Pinedo, S.M., Carcía, M., Satta, MOP., De Torres, M., Ballesteros, E., 2007. Rocky-shore communities as indicators of water quality: a case study in the northwestern mediterranean. *Marine Pollution Bulletin*, 55, 126-135.
- Pocklington, P., Wells, P.G., 1992. Polychaetes. Key taxa for marine environmental quality monitoring. *Marine Pollution Bulletin*, 24, 593-598.
- Hickman, C., Parson, L.R., 1998. Principios integrales de zoología. McGraw-Hill Interamericana.

- Rabassa, J., Coronato, A., Bujalesky, G., Salemme, M., Roig, C., 2000. Quaternary of Tierra del Fuego, Southernmost South America: an updated review. Elsevier Science Quaternary International, 217-240.
- Raffo, M.P., Eyra, M.C., Iribarne, O.O., 2009. The invasion of *Undaria pinnatifida* to a *Macrocystis pyrifera* kelp in Patagonia (Argentina, south-west Atlantic). Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom, 89(8), 1571-1580.
- R Core, T., 2016. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Ringuelet, R.A., Amor, A., Magaldi, N., Pallares, R., 1962. Estudio ecológico de la fauna intercotidal de Puerto Deseado, en febrero de 1961 (Santa Cruz, Argentina). Physis, 23, 35-53.
- Rivero, M.S., Elías, R., Vallarino, E.A., 2005. First survey of macrofauna in the Mar del Plata Harbor (Argentina), and the use of polychaetes as pollution indicators. Revista de Biología Marina y Oceanografía, 40, 101-108.
- Roughgarden, J., Gaines, S., Possingham, H., 1988. Recruitment dynamics in complex life cycles. Science, 241,1460-1466.
- Saiz Salinas, J.I., 2018. Almost Five Centuries of Systematic Study of the Enigmatic Sipunculan Worms. En Boyle, M.J. & Kawauchi, G.Y. (Editores.) Proceedings of the 2nd International Symposium on the Biology of the Sipuncula. 219-235. Smithsonian Contributions To The Marine Sciences, 42, 219-235.
- Scherner, F., Barufi, J.B., Horta, P.A., 2012. Photosynthetic response of two seaweed species along an urban pollution gradient: evidence of selection of pollution-tolerant tolerant species. Marine Pollution Bulletin, 64, 2380-2390.
- Scherner, F., Horta, P.A., de Oliveira, E.C., Simonassi, J.C., Hall-Spencer, J.M., Chow, F., Pereira, S.M., 2013. Coastal urbanization leads to remarkable seaweed species loss and community shifts along the SW Atlantic. Marine Pollution Bulletin, 76(1-2), 106-115.
- Schiel, D.R., Steinbeck, J., Foster, M.S., 2004. Ten years of induced ocean warming causes comprehensive changes in marine benthic communities. Ecology, 85,1833-1839.
- Schiel, D.R., Taylor, D.I., 1999. Effects of trampling on a rocky intertidal algal assemblage in southern New Zealand. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 235(2), 213-235.
- Schiel, D.R., Underwood, A.J., Chapman, M.G., Hawkins, S.J., Bohn, K., Firth, L.B., Williams, G.A., 2019. Biogeographic comparisons of pattern and process on intertidal rocky reefs of New Zealand and southeastern Australia. Interactions in the Marine Benthos: A Regional and Habitat Perspective. Oxford University Press. Systematics Association Series, 4, 391-413.

- Seed, R., 1996. Patterns of biodiversity in the macro-invertebrate fauna associated with mussel patches on rocky shores. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 76, 203-210.
- Servicio de Hidrografía Naval, 2017. Estadísticas meteorológicas. <http://www.hidro.gov.ar> Ingreso en 2022.
- Servicio Meteorológico Nacional, 2017. Tablas de Marea. <https://www.smn.gov.ar/> Ingreso en 2022.
- Shcherbakova, T.D, Tzetlin, A.B., Mardashova, M.V., Sokolova, O.S., 2017. Fine structure of the tubes of Maldanidae (Annelida). *Journal of the Marine Biological Association UK*, 97, 1177-1187.
- Silliman, B.R., Bertness, M.D., Altieri, A.H., Griffin, J.N., Bazterrica, M.C., Hidalgo, F.J., Reyna, M.V., 2011. Whole-community facilitation regulates biodiversity on Patagonian rocky shores. *PLoS One*, 6(10), e24502.
- Spivak, E.D., Schwindt, E., 2014. Balanomorfos (Cirripedia: Thoracica).
- Steffen, W., 2007. Sustainability or collapse?: An integrated history and future of people on Earth. Massachusetts Institute of Technology Press.
- Steffen, W., Crutzen, P.J., McNeill, J.R., 2007. The Anthropocene: are humans now overwhelming the great forces of nature. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 36(8), 614-621.
- Thiel, M., Ullrich, N., 2002. Hard rock versus soft bottom: the fauna associated with intertidal mussel beds on hard bottoms along the coast of Chile, and considerations on the functional role of mussel beds. *Helgoland Marine Research*, 56(1), 21-30.
- Thompson, R.C., Crowe, T.P., Hawkins, S.J., 2002. Rocky intertidal communities: past environmental changes, present status and predictions for the next 25 years. *Environmental conservation*, 29(2), 168-191.
- Thompson, R.C., Olsen, Y., Mitchell, R.P., Davis, A., Rowland, S.J., John, A.W., McGonigle, D., Russell, A.E., 2004. Lost at sea: where is all the plastic?. *Science*, 304, 838.
- Todd, P.A.; Heery, E.C.; Loke, L.H.; Thurstan, R.H.; Kotze, D.J.; Swan, C., 2019. Towards an urban marine ecology: Characterizing the drivers, patterns and processes of marine ecosystems in coastal cities. *Oikos*, 128, 1215-1242.
- Tokeshi, M., Romero, L., 1995. Filling a gap: dynamics of space occupancy on a mussel-dominated subtropical rocky shore. *Marine Ecology Progress Series*, 119, 167-76.
- Torres, A.I., Gil, M.N., Amin, O., Esteves, J.L., 2009. Environmental characterization of a eutrophicated semi-enclosed system: nutrient budget (Encerrada Bay, Tierra del Fuego Island, Patagonia, Argentina). *Water Air and Soil Pollution*, 204, 259-270.
- Torres, A.C., Rubal, M., Costa-Garcia, R., Sousa-Pinto, I., Veiga, P., 2022. Differences in the structure and diversity of invertebrate assemblages harbored by an intertidal ecosystem

- engineer between urban and non-urban shores. *Journal of Marine Science and Engineering*, 10(2), 242.
- Torres, A., Caille, G., 2009. Las comunidades del intermareal rocoso antes y después de la eliminación de un disturbio antropogénico: un caso de estudio en las costas de Puerto Madryn (Patagonia, Argentina). *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 44(2), 517-521.
- Underwood, A.J., Chapman, M.G., Connell, S.D., 2000. Observations in ecology: you can't make progress on processes without understanding the patterns. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 250(1-2), 97-115.
- Underwood, A.J., Chapman, M.G., Cole, V.J., & Palomo, M. G., 2008. Numbers and density of species as measures of biodiversity on rocky shores along the coast of New South Wales. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 366(1-2), 175-183.
- Vitousek, P.M., Mooney, H.A., Lubchenco, J. Melillo, J.M., 1997. Human domination of Earth's ecosystems. *Science*, 227, 494-499.
- Wang, X.C., Zhao, H.M., 2007. Uptake and biodegradation of polycyclic aromatic-hydrocarbons by marine seaweed. *Journal of Coastal Research*, 50, 1056–1061.
- Wilson, K.A., Able, K.W., Heck, K.L., 1990. Predation rates on juvenile blue crabs in estuarine nursery habitats: evidence for the importance of macroalgae (*Ulva lactuca*). *Marine Ecology Progress Series*, 58, 243-251.
- Waters, C.N., Zalasiewicz, J., Summerhayes, C., Barnosky, A.D., Poirier, C., Galuszka, A., Jeandel, C., 2016. The Anthropocene is functionally and stratigraphically distinct from the Holocene. *Science*, 351(6269), aad2622.
- Wernberg, T., Krumhansl, K., Filbee- Dexter, K., Pedersen, M.F., 2019. Status and trends for the world's kelp forests. En C. Sheppard (Editor). *World seas: An environmental evaluation*. Elsevier.
- Wernberg, T., Smale, D.A., Vergés, A., Campbell, A.H., Russell, B.D., Coleman, M. A., Connell, S.D., 2012. Macroalgae and temperate rocky reefs.
- Whittaker, R.H., 1965. Dominance and Diversity in Land Plant Communities: Numerical relations of species express the importance of competition in community function and evolution. *Science*, 147(3655), 250-260.
- Wickham, H., 2016. *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. Springer-Verlag. New York.
- WoRMS Editorial Board, 2022. World Register of Marine Species. Available from <https://www.marinespecies.org> at VLIZ. Ingreso en 2022.
- Yachi, S., Loreau, M., 1999. Biodiversity and ecosystem productivity in a fluctuating environment: The insurance hypothesis. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 96(4), 1463-1468.

Zaixso, H., Boraso de Zaixso, A.L., López Gappa, J.J., 1978. Observaciones sobre el mesolitoral rocoso de la zona de Ushuaia (Tierra del Fuego, Argentina). *Ecosur, Corrientes*, 5(10), 119-130.