

Tesis de grado
Lic. Ciencias Biológicas

Composición de la comunidad meiobentónica en playas arenosas de la costa uruguaya en un gradiente ambiental y con diferente grado de impacto antrópico.



Bruno Gorostidi Piperno

Orientador: Dr. Javier García-Alonso
Co-orientadora: Dra. Noelia Kandratavicius

Agradecimientos:

Primero que nada quería darle las gracias a mi familia, a mis padres (Gustavo y Regina) y a mi hermana (Camila) por apoyarme siempre en este camino y decisión de estudiar ciencias biológicas.

A mi compañera Camila, quien estuvo a mi lado gran parte de este tiempo, supo escucharme en los momentos más y menos complejos, y alentando en el transcurso de este tramo final.

A mis compañeros de carrera que de alguna u otra forma fueron parte, responsables e hicieron más ameno éste largo camino de formación.

A mis tutores:

Javier García-Alonso por hacerme una primera mención sobre el mundo de la meiofauna, una visión general sobre aspectos de contaminación ambiental, y abrirme las puertas del laboratorio del CURE para generar diferentes estudios.

Noelia Kandratavicius que estuvo a disposición en aportar sus conocimientos en este trabajo, fue la gran colaboradora en la identificación taxonómica de los diferentes organismos pertenecientes a la meiofauna, y la que me abrió las puertas del laboratorio de Oceanografía y Ecología Marina de Facultad de Ciencias.

A Pablo Inchausti del CURE, quien estuvo a disposición y colaboró de forma voluntaria en los análisis estadísticos de este proyecto.

A Natalia Venturini y Beatriz Yannicelli quienes formaron parte del tribunal de evaluación de esta tesis, generando aportes y enriqueciendo la misma desde sus conocimientos en el área.

A todos los integrantes de OEM de Fcien, que siempre me transmitieron buena onda y me apoyaron de alguna forma en este camino.

A Guillermo Pastorino, compañero y estudiante de la Licenciatura en Gestión Ambiental, quien colaboró con los muestreos.

A mis amigos del día a día, quienes han conocido un poco más sobre la meiofauna, y por acompañarme en diferentes momentos.

Y a todas aquellas personas que formaron parte de este lindo camino y se merecen cierto reconocimiento en este trabajo.

Gracias!!

ÍNDICE GENERAL

RESUMEN	4
INTRODUCCIÓN.....	5
OBJETIVOS	9
Objetivo general	9
Objetivo específico 1	9
Hipótesis 1	9
Predicciones.....	9
Hipótesis 2:	9
Predicciones.....	9
Objetivo específico 2	9
Hipótesis 1	9
Predicciones:.....	9
MATERIALES Y MÉTODOS.....	10
Área de estudio	10
Diseño de muestreo	11
Colecta de muestras y análisis en el laboratorio.....	12
Procesamiento de las muestras de sedimento	13
Procesamiento de las muestras bióticas.....	13
Análisis de datos	14
RESULTADOS	15
Sedimento	15
Agua superficial.....	18
Comunidad meiobentónica.....	19
Asociación de la meiofauna con el gradiente salino	24
Asociación de la meiofauna con el tamaño de grano y materia orgánica (%). ..	25
DISCUSIÓN.....	29
Meiofauna en playas arenosas.....	31
Gradiente salino y su efecto en la estructura de la comunidad meiobentónica .	32
Respuesta de la meiofauna frente al impacto antrópico	37
CONCLUSIONES	38
PERSPECTIVAS.....	39
BIBLIOGRAFÍA.....	40
ANEXO.....	50

RESUMEN

El meiobentos comprende un grupo muy diverso de organismos incluyendo decenas de fila dentro de los metazoos, los cuales presentan tallas entre 500 y 63 μm . El gradiente ambiental salino de la costa del Río de la Plata y Océano Atlántico resulta un modelo ideal para estudiar la variabilidad natural de la meiofauna en playas arenosas. En este estudio además se incorporó el efecto del impacto antrópico sobre las comunidades meiobentónicas del intermareal. Se estudiaron seis playas, dos oceánicas: La Coronilla (más impactada), Punta La Coronilla (menos impactada); dos estuarinas: Capurro (más impactada), Punta Yeguas (menos impactada) y dos dulceacuícolas: Honda (más impactada) y Matamoras (menos impactada). En cada playa se colectaron muestras de sedimento para el análisis biológico, granulométrico y de materia orgánica. El meiobentos se separó de los sedimentos mediante la técnica de elutriación, se identificó a nivel de grandes grupos o taxones y se estimaron índices de biodiversidad (riqueza, abundancia, exp. Shannon y Pielou). Los sedimentos se caracterizaron por presentar dominancia de arena fina y media, así como bajo contenido de materia orgánica (<1%). Se registraron 19 taxones, correspondientes a 11 Fila, conformados el 95,5% por: Nematodos, Copépodos, Gastrotricos y Turbelarios. La meiofauna varió significativamente en el gradiente salino, las playas oceánicas presentaron los mayores índices de riqueza, diversidad y equitatividad. La riqueza (n° de taxones) y abundancias totales (n° de individuos) se correlacionaron positivamente con tamaños de grano pequeños y concentraciones de materia orgánica altas. Mientras que la diversidad y equitatividad disminuyeron a concentraciones de materia orgánica elevadas. Frente a las concentraciones de oxígeno disuelto se observó una correlación positiva de los índices. Mientras que referente al impacto antrópico, las playas presentaron patrones diferenciales. La Playa Capurro (más impactada) presentó los valores más bajos de los índices mencionados, y Punta Yeguas (menos impactada) los más altos. Ambas presentaron las mayores abundancias totales y de Nematodos. Las comunidades meiobentónicas fueron variables en el gradiente salino, y el grado de impacto afecta en diferentes magnitudes en la riqueza, diversidad y abundancias del meiobentos en las playas de la costa uruguaya. Estos resultados demuestran la importancia en el uso de estas comunidades para el monitoreo de playas arenosas. En esta tesis se describe por primera vez la composición de la meiofauna en el intermareal de las playas uruguayas.

INTRODUCCIÓN

Las playas arenosas son ecosistemas costeros altamente dinámicos que se encuentran en una zona de transición entre la tierra y los cuerpos de agua. Ocupan dos tercios de las costas mundiales libres de hielo, y pueden ser tanto de origen fluvial como de ambientes marinos (Panario, 2000; McLachan & Brown, 2006). Su estructura está determinada principalmente por el balance morfodinámico entre las mareas, corrientes costeras, las olas y el viento (Giménez & Yannicelli, 2006), sumado a otros factores como condiciones climáticas, biota, temperatura y química del agua (Defeo et al. 2008; Short et al. 2013). La arena no está depositada e inmovilizada permanentemente, sino que sufre procesos de transporte internos e intercambios con ambientes adyacentes, como el campo de dunas y la playa submarina (Giménez & Yannicelli, 2006). Las playas se pueden clasificar de acuerdo con su morfodinámica en disipativas y reflectivas (Short et al. 2013). Estos extremos se diferencian por su pendiente, tamaño de grano y exposición, lo que afecta el flujo de agua entre los espacios intersticiales y por lo tanto, su contenido de nutrientes y suministro de oxígeno (McLachlan & Defeo, 2018).

En la actualidad estos ecosistemas se reconocen por poseer alto valor socio económico y ambiental considerándose muy ricos, diversos y productivos, con gran potencial de proveer diferentes bienes y servicios (Defeo et al. 2008; Silvestri Buratto, 2010). Sin embargo, la acelerada destrucción de estos hábitats en las últimas décadas ha causado grandes impactos, potenciando un deterioro ambiental en playas arenosas de todo el mundo (Defeo et al. 2008). Estas presiones surgen de una variedad de factores, directos e indirectos, relacionados con el aumento de las actividades antrópicas en las zonas costeras (McLachlan & Brown, 2006; Defeo et al. 2008; McLachlan & Defeo, 2018). La urbanización, infraestructuras, forestación, agentes contaminantes y explotación de los recursos representan las principales causas de degradación de los ecosistemas marinos, costeros y de comunidades biológicas que allí habitan. (Defeo et al. 2008; Crain et al. 2009).

La costa uruguaya está conformada en su mayoría por playas arenosas, que se extienden formando arcos de playa intercaladas por puntas rocosas, variando ampliamente en longitud, orientación y morfodinámica (Lercari & Defeo, 2003; Panario & Gutiérrez 2005; Defeo et al. 2008). Las mismas se corresponden a dos grandes sistemas acuáticos, a la cuenca del Río de la Plata y al Océano Atlántico (Calliari et al. 2003). Esta transición conforma la zona estuarina del Río de la Plata, que trae asociado alta variabilidad en sus características fisicoquímicas como la salinidad, oxígeno disuelto y temperatura, tanto en la columna de agua como en los sedimentos albergando una biota característica (Elliot & Whitfield, 2011). Las especies que habitan en ambientes estuarinos son altamente resilientes frente a los cambios naturales de la salinidad (i.e. eurihalinos). Dicha biota posee gran capacidad para tolerar y recuperarse del estrés (condiciones ambientales adversas) a nivel individual, poblacional y comunitario, en comparación con organismos de entornos acuáticos más estables. (Elliot & Whitfield, 2011).

En la costa uruguaya existen importantes fenómenos de degradación, la urbanización, implementación de infraestructuras, y forestación han generado grandes impactos ambientales. Causando interferencia con procesos naturales de transporte de los sedimentos, erosión costera y contaminación orgánica e inorgánica. (Defeo et al. 2008; Muniz et al. 2015; García-Alonso et al. 2017, Vermeiren et al. 2021). En la costa oceánica de Uruguay la descarga artificial de agua dulce, canalizada y con alta carga de contaminantes (Canal Andreoni) hacia una de sus playas, en la localidad de La Coronilla, departamento de Rocha, es uno de los impactos antrópicos más relevantes (Méndez et al. 1991; Defeo et al. 2008). En la costa estuarina, las playas de la bahía de Montevideo presentan un grado crítico de contaminación orgánica e inorgánica, como alto grado de modificación de las mismas, por la expansión urbana (Defeo et al. 2008). Mientras que, en la zona oeste del país, las playas dulceacuícolas de la ciudad de Colonia y adyacentes al puerto, son las que presentan mayor grado de urbanización e impacto antrópico en la zona (Intendencia de Colonia, 2020). Dependiendo de sus características, los sedimentos de estos ecosistemas pueden actuar como sumidero de contaminantes provenientes de las diferentes actividades humanas, volviéndose áreas prioritarias para la identificación de especies bioindicadoras y/o biomarcadoras de contaminación. (Lercari et al. 2002; Piccini & García-Alonso, 2015; Castiglioni et al 2018).

Se han sugerido a los organismos bentónicos como indicadores ambientales para la evaluación de la calidad y/o condición ecológica de los ambientes marinos y estuarinos (Muniz et al. 2013). Estos organismos son componentes claves en las cadenas tróficas, conformando uno de los eslabones más importantes en los flujos de materia y energía de los ecosistemas costeros (Sellanes et al. 2003). El bentos puede clasificarse en diferentes grupos en base a su tamaño corporal (macrobentos, meiobentos y microbentos), quienes explotan diferentes recursos, ocupan diferentes nichos y biomas en el ambiente bentónico (Duplisea & Hargrave, 1996). El meiobentos, también conocido como meiofauna, comprende la categoría de pequeños metazoos con un rango de tamaño que va desde los 500 μm hasta los 42 μm (o 63 μm) (Higgins & Thiel, 1988; Corbisier, 1993). En la naturaleza presentan altas abundancias (100-1000 individuos en 50 ml de muestra) y elevados índices de biodiversidad (Schmidt-Rhaesa et al. 2019). La misma se encuentra tanto en ambientes de agua dulce como marinos, desde playas hasta zonas abisales de los océanos, e incluso en ambientes anóxicos y muy contaminados (Coull & Chandler, 2001; Silvestri Buratto, 2010). La meiofauna, presenta hábitos de vida intersticiales o endobentónicos (habitan entre los granos de sedimento) (Coull & Chandler, 2001; Armenteros, 2002). Pueden abarcar ejemplares juveniles de la macrofauna, conformando la meiofauna temporal (larvas de poliquetos, gasterópodos y crustáceos, etc), mientras que la meiofauna permanente la constituyen organismos que durante todo su ciclo de vida no superan las 500 μm (Rotíferos, Gastrotricos, Quinorrincos, Nematodos, Copépodos, Tardígrados, Ostrácodos y algunos Anélidos) (Higgins & Thiel, 1988; Somerfield et al. 2013).

El meiobentos cumple con diversas funciones ecológicas, entre ellas contribuye con la bioturbación de los sedimentos, facilitando su oxigenación y estimulando la actividad de los organismos encargados de la remineralización de la materia orgánica (Higgins & Thiel, 1988; Nozais et al. 2005; KandrataVICIUS et al. 2018). En éste sentido, contribuye al filtrado natural de sustancias que vuelven al mar en forma de nutrientes realizada en las playas (HarguInteguy et al. 2012). La meiofauna es considerada un eslabón muy importante en las tramas tróficas de los ecosistemas acuáticos, al actuar como vínculo entre los microorganismos y la macrofauna (Armenteros, 2002). Forman largas e intrínsecas cadenas alimenticias en los primeros niveles tróficos, dentro de biofilms microbiológicos junto con algas unicelulares y bacterias responsables de varios procesos biogeoquímicos y biológicos en los sedimentos (Defeo et al. 2009; HarguInteguy et al. 2012; Piccini & García Alonso, 2015). Son importantes consumidores del microfítobentos, alimento para organismos del macrobentos, especies de peces juveniles e incluso para la propia meiofauna (Nozais et al. 2005).

Múltiples factores (físicos, químicos y biológicos) operan sobre las comunidades a diferentes escalas determinando complejos patrones en la distribución de la meiofauna (Swan & Palmer, 2000). Debido a su pequeño tamaño, corto ciclo de vida e íntimo contacto con los sedimentos, la meiofauna es rápidamente afectada por cambios en las variables bióticas y abióticas del ambiente, lo que resulta en variaciones de la estructura de su comunidad (Hack et al. 2007). Esta información puede ser muy útil para el monitoreo ambiental, ya que la misma puede ser sensible tanto a perturbaciones naturales como antropogénicas (Warwick et al. 1990; Coull & Chandler, 1992; HarguInteguy et al. 2012; Felix et al. 2016).

Las comunidades biológicas se pueden caracterizar en base a índices de biodiversidad, que arrojan información útil para comprender la composición de las mismas (Moreno 2000). Algunos de los más utilizados en estudios de ecología son: índices de riqueza de especies, o taxones, abundancias absolutas y relativas, diversidad Shannon (exponencial de Shannon) y equitatividad (Pielou) (Moreno 2000; Jost & González-Oreja 2012). En los últimos años ha quedado claro que la estructura de las comunidades bentónicas, en particular las que se encuentran en los ambientes costeros, varían a diferentes escalas de tiempo y espacio (Giménez & Yannicelli, 2000). La meiofauna en términos de riqueza y abundancia a gran escala, está determinada principalmente por factores abióticos propios de la columna de agua (hidrodinámica, oxígeno disuelto, pH, conductividad, temperatura, etc.), como del sedimento (porosidad, tamaño medio de grano, materia orgánica, etc.). A menor escala, además de las variables ambientales externas, las interacciones intra e interespecíficas y los eventos de reclutamiento pueden influir en su estructura (Giere, 2009; KandrataVICIUS et al. 2015).

En cuanto a la relación de las variables abióticas y la estructura de las comunidades de la meiofauna se ha observado que sedimentos de granos pequeños son de preferencia para diferentes especies de la meiofauna a pesar de que ofrecen menos espacios intersticiales que los sedimentos gruesos, favoreciendo la dominancia de los grupos que pueden adaptarse (Giere, 2009; Silvestri Buratto, 2010). En ese sentido, cuanto más fino es el grano, mayor es

la dominancia del filo Nematodo alcanzando densidades del orden de miles en 10 cm² (Bezerra et al. 1997; Pinto & Santos, 2006; Kandravicius et al. 2015). A medida que el grano aumenta, disminuyen las densidades de meiofauna, pudiendo existir en algunos casos inversión en la abundancia y dominancia de Nematodo por otros grupos tales como Copépodos Harpacticoides, Tardigrados y Turbelarios (Bezerra et al. 1997; Silvestri Buratto, 2010; Kandravicius et al. 2015). Además, la meiofauna presenta bajas abundancias en playas con predominancia de sedimentos arenosos gruesos y con alta hidrodinámica (reflectivas), mientras que las playas intermedias o disipativas son habitadas por una meiofauna diversa y abundante (Giere, 2009). En sus rangos normales, la temperatura, salinidad y pH no son factores limitantes, sin embargo valores extremos pueden limitar a la comunidad meiobentónica favoreciendo comunidades resilientes y de diversidad relativamente baja (Giere, 2009).

Históricamente gran parte de los estudios en las comunidades bentónicas a nivel mundial han tenido como principal enfoque a la macrofauna (Neira et al. 2001; Kandravicius et al. 2015). Esto se debe a que la misma presenta mayor facilidad en cuanto a su identificación, principalmente por su tamaño, en comparación con organismos de la meiofauna (Hack et al. 2007). Igualmente, los estudios orientados al uso de la meiofauna como indicadores de impacto antropogénico han incrementado en los últimos años y mostraron que estos organismos pueden ser valiosos centinelas de contaminación (Coull & Chandler, 2001; Armenteros, 2002; Harguinteguy, 2012; Felix et al. 2016; Kandravicius et al. 2015; Kandravicius et al. 2018). En Uruguay los estudios sobre este grupo son escasos (Kandravicius et al. 2015). Algunos autores han realizado trabajos sobre aspectos ecológicos y faunísticos del meiobentos, comparando las comunidades entre ambientes estuarinos con conexión permanente al océano y lagunas costeras con conexión intermitente (Kandravicius et al. 2015). Así como una aproximación experimental de su potencial indicador del enriquecimiento orgánico con énfasis en el grupo Nematodo de la laguna de Rocha, Uruguay (Kandravicius et al. 2018); cómo la relación entre la calidad ambiental y la biodiversidad de la meiofauna en playas de Uruguay y Brasil han sido parcialmente descripta (Felix et al. 2016).

El presente trabajo busca aportar sobre el conocimiento de las comunidades meiobentónicas de playas arenosas en la costa uruguaya, a diferentes escalas espaciales, mediante el análisis de diferentes índices de biodiversidad, considerando su variabilidad ambiental natural (i.e. gradiente salino, granulometría, etc.) y su grado de impacto antrópico.

OBJETIVOS

Objetivo general: Describir la comunidad meiobentónica en términos de composición, a nivel de grandes grupos o taxones, en playas arenosas de la costa uruguaya con variabilidad ambiental natural y distinto grado de impacto antrópico.

Objetivo específico 1: Establecer asociaciones de la comunidad meiobentónica con el gradiente salino, tamaño medio de grano, concentración de materia orgánica y oxígeno disuelto.

Hipótesis 1: La composición de la comunidad meiobentónica del intermareal de las playas arenosas aumenta desde los ambientes dulceacuícolas hacia los marinos.

Predicciones:

- Los ambientes oceánicos presentarán mayores índices de biodiversidad, frente a los ambientes estuarinos y dulceacuícolas.
- Playas dulceacuícolas y oceánicas presentarán taxones estenohalinos, mientras que las estuarinas taxones eurihalinos.

Hipótesis 2: El tamaño de grano, la concentración de materia orgánica (%) y oxígeno disuelto (OD) explican en gran medida la variabilidad de la comunidad meiobentónica, en el intermareal de las playas.

Predicciones:

- Se espera encontrar bajas abundancias en playas con predominancia de sedimentos gruesos y bajo contenido orgánico, mientras que en playas con sedimentos finos y con mayor contenido de materia orgánica se espera encontrar una comunidad meiobentónica más abundante.
- Se espera encontrar bajos valores de índices de biodiversidad a bajas concentraciones de oxígeno disuelto.

Objetivo específico 2: Caracterizar la composición meiobentónica en playas con distinto grado de impacto antrópico, en el gradiente salino de la costa uruguaya.

Hipótesis 1: La comunidad meiobentónica varía entre zonas con distinto grado de impacto antrópico.

Predicciones:

- Zonas con mayor impacto antrópico presentarán comunidades menos diversas, y con dominancia de taxones tolerantes a la contaminación, mientras que zonas con menor impacto presentarán comunidades más diversas y equitativas.

- Zonas con bajas concentraciones de oxígeno disuelto presentarán menor riqueza, con taxones tolerantes a dichas condiciones.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El presente trabajo comprendió seis playas arenosas de la costa uruguaya. Las mismas se seleccionaron a modo de representar el gradiente salino, así como diferente grado de impacto antrópico (más impactadas y menos impactadas). En este sentido se seleccionaron playas pareadas por ambiente, dos playas dulceacuícolas, (Du): *Playa Honda* (34°28'24.0"S 57°50'26.9"W) y *Playa Matamoras* (34°26'47.5"S 57°40'52.5"W) (Departamento de Colonia), dos estuarinas (Es): *Playa Capurro* (34°52'31.6"S 56°12'41.4"W) y *Playa Punta Yeguas* (34°54'02.1"S 56°18'42.1"W) (Departamento de Montevideo), y dos oceánicas (Oc): *Playa La Coronilla* (33°53'57.2"S 53°30'29.9"W) y *Playa Punta La Coronilla o "Las piedritas"* (33°55'19.6"S 53°30'40.4"W) (Cerro Verde, Departamento de Rocha) (Tabla 1). Cabe destacar que las características morfodinámicas fueron similares en la mayoría de las playas, con una tendencia hacia los tipos de playas disipativas.

Tabla 1. Clasificación de las playas, categorizadas en ambientes y grado de impacto antrópico. Du, Dulceacuícola; Es, Estuarinas; Oc, Oceánicas. Playas más impactadas (“+”), playas menos impactada (“-”).

Departamento	Playas	Ambiente	Impacto
Colonia	Honda	Du	+
Colonia	Matamoras	Du	-
Montevideo	Punta Yeguas	Es	+
Montevideo	Capurro	Es	-
Rocha	Punta La Coronilla	Oc	-
Rocha	La Coronilla	Oc	+

Las playas *Honda*, *Capurro* y *La Coronilla*, se definieron como playas más impactadas (“+”). Para el criterio de selección, se identificó cercanía a urbanización, zonas industriales, portuarias, dragados, contaminación química evidente y documentada. La playa *Honda* (Colonia) se encuentra adyacente al puerto de Colonia, que promedia el arribo de ≈3000 buques al año (ANP, 2020). Playa *Capurro* se encuentra dentro de la bahía de Montevideo a metros de la refinería de ANCAP y cercana a la desembocadura del Arroyo Miguelete. Principal curso de agua de Montevideo que atraviesa la ciudad de norte a sur, y se encuentra bajo alta presión antropogénica. La presencia de residuos sólidos, elevados niveles de nutrientes (nitrógeno y fósforo), metales, y materia orgánica son los mayores problemas (Muniz et al. 2004; Lacuesta & Cristobal, 2013; Piccini & García-Alonso, 2015; Castiglioni et

al. 2018). Playa *La Coronilla* (Rocha) influenciada por el canal Andreoni, un canal artificial, utilizado por la agricultura y la ganadería, que drena una cuenca de aproximadamente 270.000 ha de agua dulce con elevado contenido de sólidos en suspensión, nutrientes y pesticidas (Méndez et al. 1991; Lercari et al. 2002; Defeo et al. 2008; Saucó et al. 2010, Jorge-Romero et al. 2019).

En cuanto a las playas *Matamoras*, *Punta Yeguas* y *Punta Coronilla* se definieron como playas menos impactadas ("-"), ya que se localizan en zonas alejadas de la urbanización, industrias y potenciales fuentes de impacto antrópico. Playa *Matamoras* se encuentra en las afueras del departamento de Colonia, a 15 km del centro de la ciudad. Playa *Punta Yeguas* se encuentra en las afueras de Montevideo a 12 km de la bahía de Montevideo, presenta zonas verdes con áreas de camping y baja urbanización. Playa *Punta La Coronilla* se ubica a 3 km de la Coronilla, dentro del Sistema Nacional de Áreas Protegidas (DINAMA), su acceso por tierra es únicamente a pie, ya que no existen construcciones viales, desde La Coronilla, o desde Santa Teresa (5 km).

Diseño de muestreo

Debido a que los procesos ecológicos varían en función de la escala de observación (Giménez & Yannicelli, 2000; Kandravicius, 2011), los muestreos se llevaron a cabo a diferentes escalas espaciales. La escala de observación mayor la conformaron las playas en los diferentes ambientes (dulceacuícolas **Du**, estuarinas **Es**, y oceánicas, **Oc**) representando el gradiente salino. Mientras que a menor escala, se realizó una selección "pareada" de las playas dentro de cada ambiente (Du, Es y Oc.), identificando una playa con mayor impacto ("+") y otra con menor impacto ("-") (Figura 1, Tabla 1). En cada playa se seleccionaron tres sitios de muestreo en el intermareal, a modo de representar el arco de playa. En cada uno se tomaron tres réplicas al azar para análisis del sedimento y de la meiofauna (54 muestras), y una réplica para el análisis fisicoquímico del agua (18 muestras).

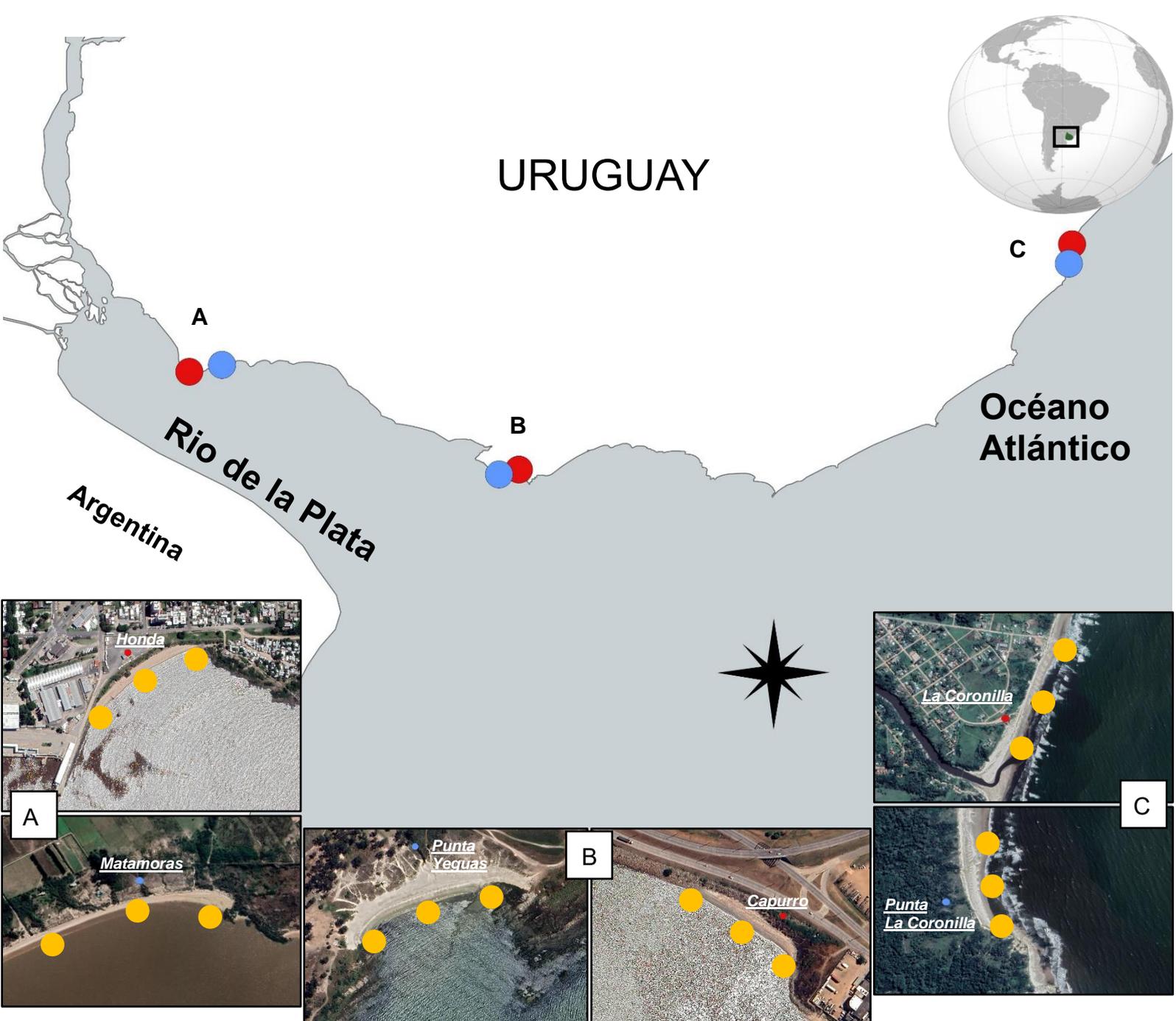


Figura 1. Área de estudio: **A)** playas dulceacuícolas (**Du**), **B)** playas estuarinas (**Es**) **C)** playas oceánicas (**Oc**). En color rojo se representan las playas con mayor impacto (“+”), en celeste las playas con menor impacto (“-”). En cada playa se representan los tres sitios muestreados (amarillo), en los cuales se tomaron tres réplicas para el análisis meiobentónico y del sedimento, y una para el análisis fisicoquímico del agua.

Colecta de muestras y análisis en el laboratorio

En cada sitio de muestreo (3 por playa) se tomó una réplica de agua en un balde de 10 L, *in situ* se registraron los valores de conductividad, oxígeno disuelto, pH y temperatura, utilizando un multiparametro Thermo (Orion star A325) y un oxímetro Thermo (Orion star A223).

Para la colecta de meiofauna se tomaron tres réplicas de sedimento por sitio, para esto se utilizó un “mini corer” de 2,7 cm de diámetro, enterrándose 5 cm superficiales del sedimento

(Higgins & Thiel, 1988). Las muestras se preservaron en frascos, con formaldehído al 4% en PBS 1x, para su posterior procesamiento en el laboratorio (Higgins & Thiel 1988). Además, en cada sitio se colectaron tres muestras de sedimento utilizando un corer de pvc de 15 cm de diámetro, enterrándose unos ≈ 10 cm en el sedimento para análisis granulométrico y contenido de materia orgánica (MO). El sedimento obtenido para el análisis granulométrico se transportó en bolsas plásticas, mientras que el sedimento para concentración de MO se colocó en frascos oscuros y fueron mantenidos en frío hasta su procesamiento.

Procesamiento de las muestras de sedimento

Para el análisis granulométrico se utilizó el método tradicional mecánico descrito por Suguio 1973, utilizando un Ro-tap (RX-29-16) con una columna de tamices variando en 1ϕ (phi) su tamaño de malla. Cada fracción se pesó en una balanza de 0,01g de precisión, y se utilizó el programa Gradistat obteniéndose los porcentajes de las distintas fracciones granulométricas y los tamaños medios de grano (μm).

La concentración de materia orgánica se estimó mediante la técnica LOI (Loss on ignition) descrita por Byers et al. 1978, que consiste en el secado de 2 gramos de sedimento húmedo en estufa (60 °C/48h) y posterior calcinación en mufla (450 °C/ 3h). La concentración total de materia orgánica se calculó como la diferencia de peso entre la muestra seca y la muestra calcinada. Estos resultados se expresaron como porcentajes de materia orgánica total (MO%) para cada muestra.

Procesamiento de las muestras bióticas

En el laboratorio se adicionó a las muestras de meiofauna el colorante de rosa Bengala a una concentración final del 1%, y las muestras fueron procesadas mediante el método de Elutriación, que se basa en separar a los organismos del sedimento por diferencia de densidad (Platt & Warwick, 1983). Este método consiste básicamente en colocar cada muestra en una columna de tamices formada por un tamiz de 500 μm (arriba) y 63 μm (abajo). Lo que quedó retenido en el tamiz de 63 μm fue lavado con abundante agua para eliminar el excedente de colorante y sedimento. Luego se lo pasó a una placa de Petri (17 cm de diámetro), se le adicionó agua con una pizeta de manera tal de generar la resuspensión de los organismos y se volcó en un filtro de 63 μm (Kandratavicius, 2011). Se repitió el paso anterior las veces que se consideró necesario, generalmente 10 veces, verificando en lupa binocular que no queden organismos en la placa de Petri. Por último, se volcó lo que quedó retenido en el filtro en una placa para conteo de plancton (tipo Bogorov), se llevó a la lupa nuevamente, se identificaron y cuantificaron los grupos presentes, en base a claves taxonómicas (Giere, 2009) y a estudios previos (Kandratavicius, 2011). Se trabajó a nivel de grandes grupos taxonómicos, cuantificando el número de individuos de los taxones presentes en cada muestra. La matriz de conteos de individuos se convirtió a una matriz de densidad de taxones, para estandarizar los valores de conteos a una misma área (10 cm^2) asumiendo

una distribución homogénea de la fauna (Higgins & Thiel, 1988). Algunos taxones fueron fotografiados bajo microscopio óptico con aumento topográfico.

Análisis de datos

Se realizaron análisis descriptivos en las diferentes playas para las variables ambientales del sedimento (tamaño medio de grano, proporción de fracciones de sedimento y concentración de materia orgánica), del agua superficial (OD y pH) y para las abundancias de meiofauna (abundancias relativas para todos los taxones, absolutas para taxones con abundancias >1% del total, y relativas para los taxones “poco comunes”, <1% del total). Para describir la composición de la comunidad meiobentónica se calcularon índices de biodiversidad, como la riqueza de taxones H' (nº de taxones), abundancia total de individuos por playa / ambiente (nº ind. en 10 cm²), exponencial de Shannon, Pielou, y abundancia absoluta de Nematodos, para las diferentes playas correspondientes a los diferentes ambientes (Du, Es, Oc). Se optó por utilizar el exponencial de Shannon ya que el mismo corresponde al número de especies igualmente comunes (equiprobables) que compondrían una comunidad con la misma complejidad que la indicada por la medida original. Es la única que pondera a todas las especies según su importancia relativa, y se corresponde al límite de la expresión del Índice de Shannon cuando tiende a 1, que equivale al exponencial del índice de Shannon: $1D = e^{-\sum p_i \times \ln(p_i)}$ (Jost & González-Oreja, 2012). Por otro lado, se optó por realizar la abundancia total de Nematodos, ya que es uno de los taxones más abundantes y representativos en estos ambientes.

Una vez calculados los índices de biodiversidad se analizaron mediante su ajuste frente a diferentes funciones de distribución de probabilidad, mediante gráficos de curvas de distribución y QQ-plots (Anexo 1). El número (riqueza) de taxones, se evaluó su ajuste frente a una distribución Poisson y Binomial negativa, ya que ambas son distribuciones de probabilidad discretas (Indira Arroyo et al. 2014) y pueden utilizarse dado que los datos de este índice se corresponden a conteos. Por otro lado, los índices de abundancias totales, exponencial de Shannon y abundancia absoluta de Nematodos se evaluaron sus ajustes frente a una distribución de densidad Gamma. Esta es una distribución adecuada para modelizar el comportamiento de variables aleatorias continuas con asimetría positiva (Indira Arroyo et al. 2014). Mientras que, el índice de Pielou se evaluó frente a una distribución Beta, la cual representa una familia de distribuciones de probabilidad continuas con soporte en el intervalo (0,1) (José González et al. 2014).

Una vez determinada la distribución de los índices se procedió a analizar espacialmente la asociación de la comunidad meiobentónica en el gradiente salino (“Ambientes”) y frente al resto de las variables ambientales. Los índices de biodiversidad se emplearon como variables de respuesta, y se analizaron mediante su ajuste a modelos estadísticos (GLM). Se establecieron variables categóricas (“Ambientes” e “Impacto”), y numéricas (OD, pH, media

de grano y MO) como variables explicativas, o predictores ambientales. Los modelos se ejecutaron en orden de las preguntas e hipótesis planteadas, fueron evaluados y seleccionados mediante el Criterio de Información de Akaike (AIC), y análisis de residuales. Frente al tamaño medio de grano y concentración de materia orgánica los índices se modelaron bajo interacción de dichas variables, por el conocimiento previo de la relación que presentan las mismas. Para los modelos que implicaron variables categóricas, “ambientes e impacto”, se emplearon comparaciones Post-hoc (Tukey). Se seleccionaron los GLM más parsimoniosos, entre un conjunto de modelos posibles frente al mismo set de datos. Los análisis se realizaron mediante el software Microsoft Excel 2013 y R versión 4.1.2, empleando la interface Rstudio versión 2021.09.2.

RESULTADOS

Sedimento

Se observó un tamaño medio de grano correspondiente a la categoría de arena fina en la mayoría de las playas (Tabla 2, Figura 2). Las playas dulceacuícolas presentaron el mayor tamaño medio de grano, donde Playa Honda presentó el mayor tamaño medio de 790,5 μm , conformada en su mayoría por arena gruesa 65,8%, alta proporción de arena media 16,7% y grava 12,3% (Figura 3). En segundo lugar, Playa Matamoras registró un tamaño medio de grano de 219,8 μm , conformada el 25,2% por arena gruesa, 15,6% arena media y 6,4% por grava. El resto de las playas presentaron mayores proporciones de arena fina y media, sin embargo Punta Yeguas (estuarina) presentó un tamaño medio de grano de 423 μm , con la mayor proporción de grava de todas las playas (13,7%), aunque su mayor proporción (82,7%) se conformó por arena fina. (Figura 3).

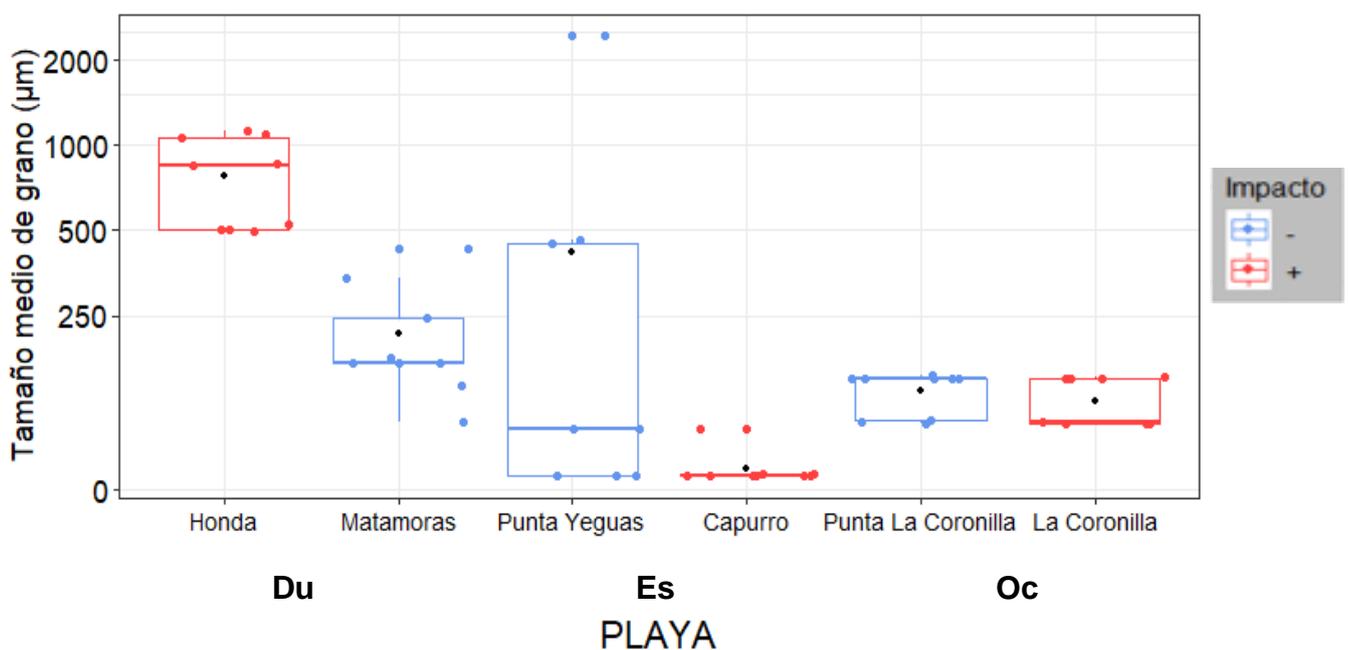


Figura 2. Media, mediana, rango intercuartil y valores atípicos (outliers) del tamaño medio de grano (μm), según las categorías “Ambiente” e “Impacto”. Los puntos negros representan la media del tamaño de grano en las playas. Dónde: Du, Dulceacuícola; Es, Estuarina; Oc, Oceánica. En rojo, y “+” se representa las playas más impactadas, mientras que, en celeste y “-“, menos impactadas.

Las concentraciones más bajas de MO (%) se presentaron en playas dulceacuícolas y oceánicas. El valor más bajo se registró en playa Honda (Dulceacuícola, “+”) con una concentración de 0,12%. Mientras que las concentraciones más elevadas de MO (%) se registraron en playas estuarinas. En Punta Yeguas se registró las mayores concentraciones con 0,60%, seguido por playa Capurro con 0,59% de MO % (Tabla 2, Figura 4).

Tabla 2. Variables fisicoquímicas de agua y sedimento de las diferentes playas analizadas. Dónde: Du, Dulceacuícola; Es, Estuarinas, y Oc, Oceánicas. Conductividad (k), oxígeno disuelto (OD), acidez/alcalinidad (pH), temperatura ($^{\circ}\text{C}$), materia orgánica (MO), media de grano (\bar{X}) y mediana de grano (M_e).

Ambiente	Playa	k($\mu\text{S}/\text{cm}$)	OD(mg/L)	pH	T($^{\circ}\text{C}$)	MO (%)	\bar{X} grano(μm)	M_e grano(μm)
Du	Honda	0,19	7,75	7,6	25,7	0,17	790,5	845,8
Du	Matamoras	0,21	8	8,2	25,7	0,25	219,8	170,8
Es	Pta. Yeguas	42,3	8,23	8,6	32	0,60	423	105,8
Es	Capurro	42,1	6,60	8,7	28,1	0,59	73,2	68,9
Oc	Pta. La Coronilla	47,3	9	8,1	20,6	0,26	150,9	169,2
Oc	La Coronilla	36,1	8,57	8,1	22,8	0,24	137,3	112

Mediante el análisis descriptivo de la MO (%) frente al tamaño medio de grano se observó: mayor concentración de materia orgánica en ambientes con sedimentos finos, mientras que ambientes con mayor tamaño medio de grano presentaron menor concentración de materia orgánica (Figura 5).

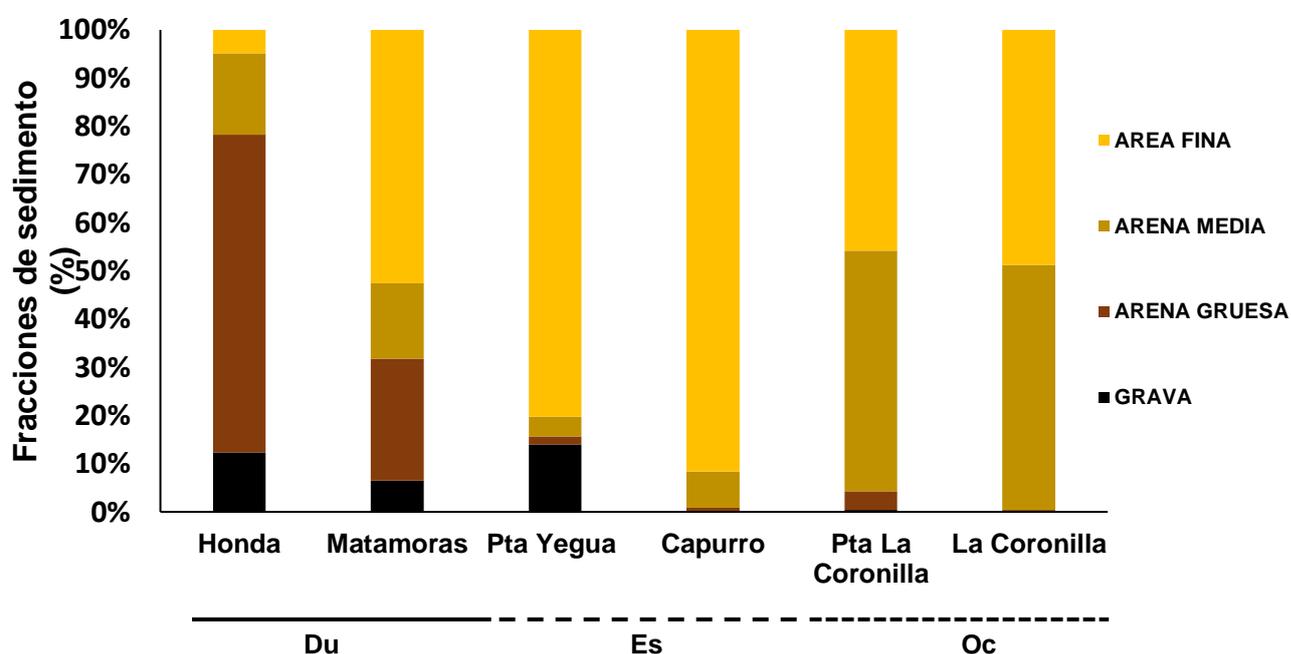


Figura 3. Proporción de las fracciones de sedimento (%) analizadas en todas las playas. Dónde: Du., Dulceacuícola; Es., Estuarina; Oc., Oceánica. En diferentes colores se exponen las proporciones de fracciones del sedimento.

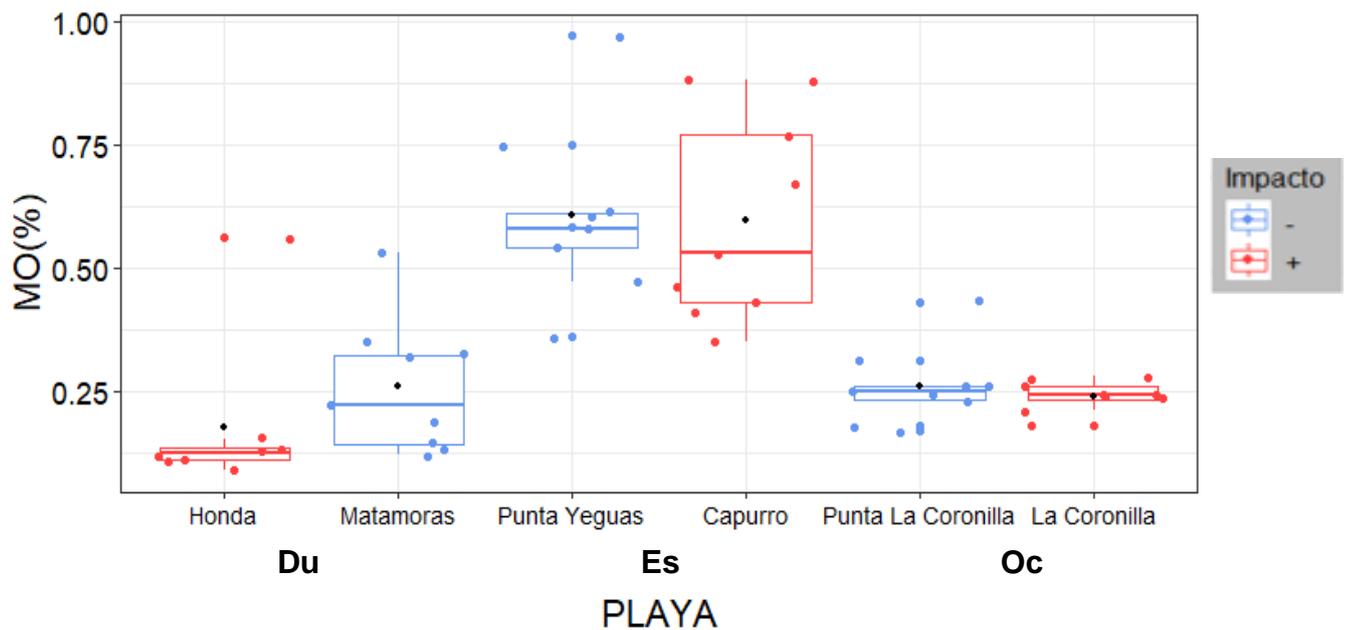


Figura 4. Mediana, rango intercuartil y valores atípicos (outliers) de concentración de materia orgánica (MO %) según las categorías “Ambiente” e “Impacto”. Los puntos negros representan la media de MO (%) en cada playa. Dónde: Du, Dulceacuicola; Es, Estuarina; Oc, Oceánica. En rojo, y “+” se representan las playas más impactadas, en celeste y “-”, menos impactadas.

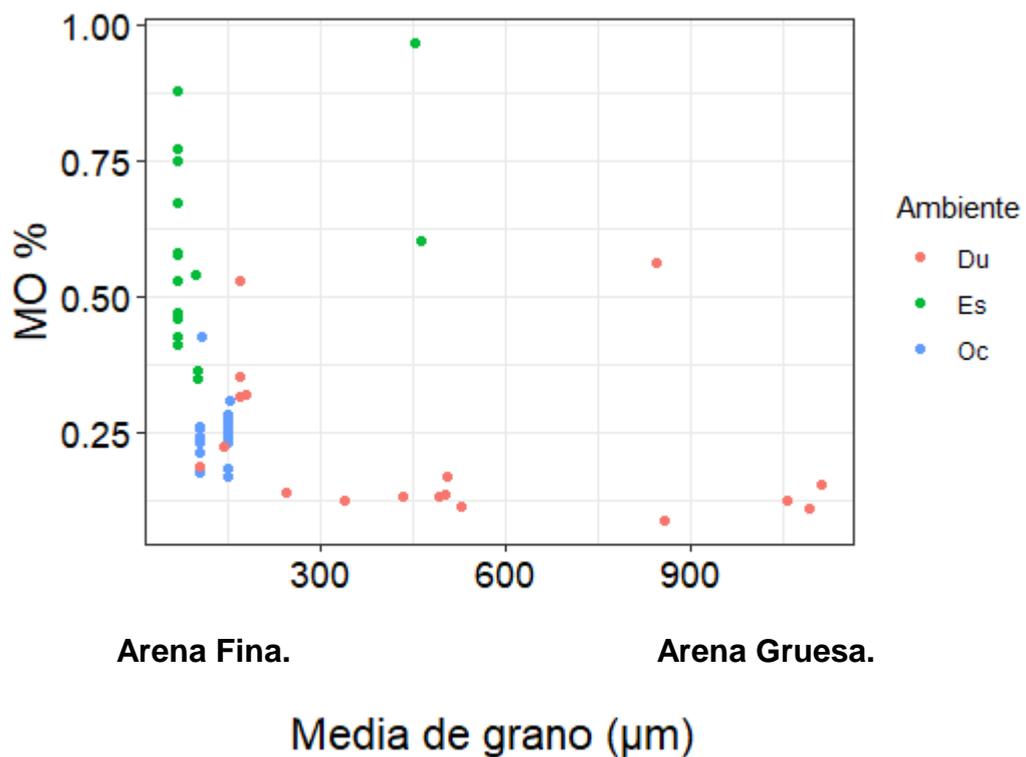


Figura 5. Gráfico descriptivo de la concentración de materia orgánica (MO%) frente al tamaño medio de grano (μm), desde arenas finas hasta gruesas, en los diferentes ambientes. Dónde: Du, Dulceacuícola; Es, Estuarina; Oc, Oceánico.

Agua superficial

Los valores de oxígeno disuelto (mg/L) registrados variaron desde $6,6 \text{ mg/L}$ (Capurro), hasta 9 mg/L (Punta de La Coronilla) (Tabla 2, Figura 6). Las mayores concentraciones de OD, se observaron en ambientes oceánicos. En los diferentes ambientes, frente al impacto se observó que playas más impactadas (“+”) presentaron menores concentraciones de OD respecto a las playas seleccionadas como menos (“-“) impactadas.

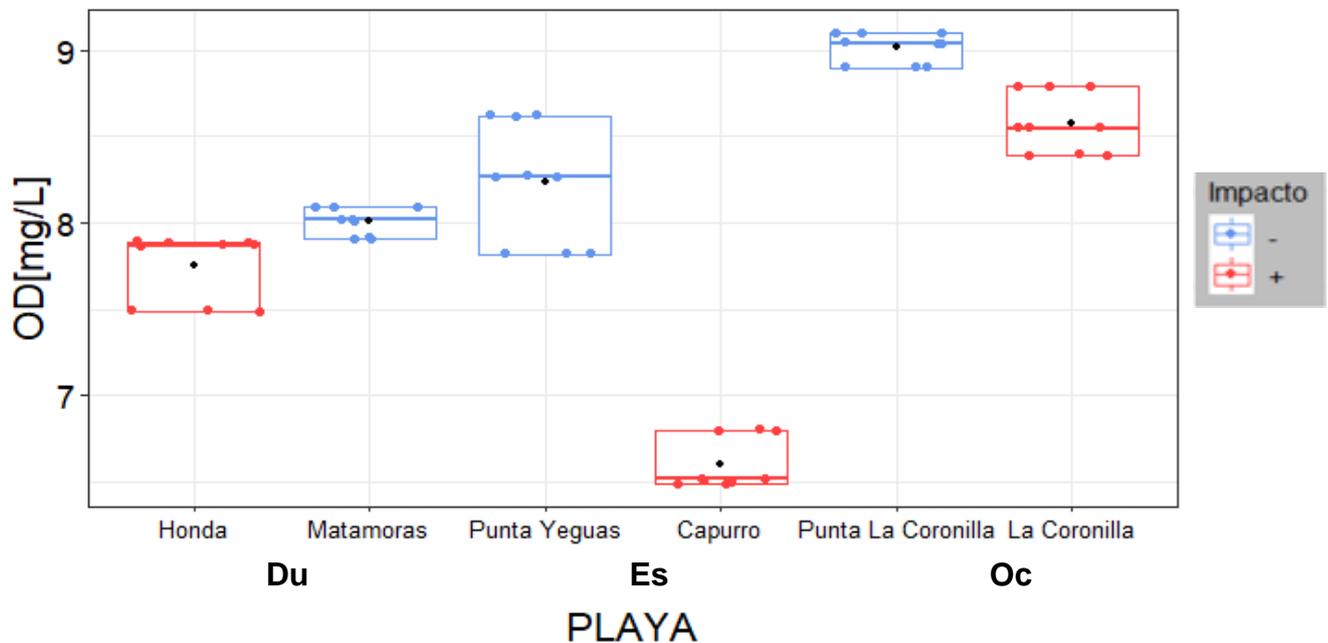


Figura 6. Media, mediana, rango intercuartil y valores atípicos (outliers) de oxígeno disuelto (OD) según las categorías “Ambientes” e “Impacto”. Los puntos negros representan la media de OD (%) en cada playa. Dónde: Du, Dulceacuícola; Es, Estuarina; Oc, Oceánica. En rojo, y “+” se representa las playas más impactadas, mientras que, en celeste y “-“, menos impactadas.

El pH presentó valores mayores a 7 (neutro) en todas las playas. Los valores más bajos, con una tendencia a la neutralidad se registraron en ambientes dulceacuícolas, donde, playa Honda (“+”) presentó el valor más bajo de $7,64$, mientras que playa Matamoras (“-“) presentó valores de $8,13$ (Tabla 2. Figura 7). Los ambientes dulceacuícolas presentaron la mayor diferencia entre los valores de pH, mientras que en los estuarinos y oceánicos, la diferencia fue mínima. Los valores más altos de pH, con una tendencia a la alcalinidad, se registraron en playas estuarinas, Capurro presentó el pH más alto ($8,67$). Mientras que playas Oceánicas presentaron valores intermedios entre playas dulceacuícolas y estuarinas.

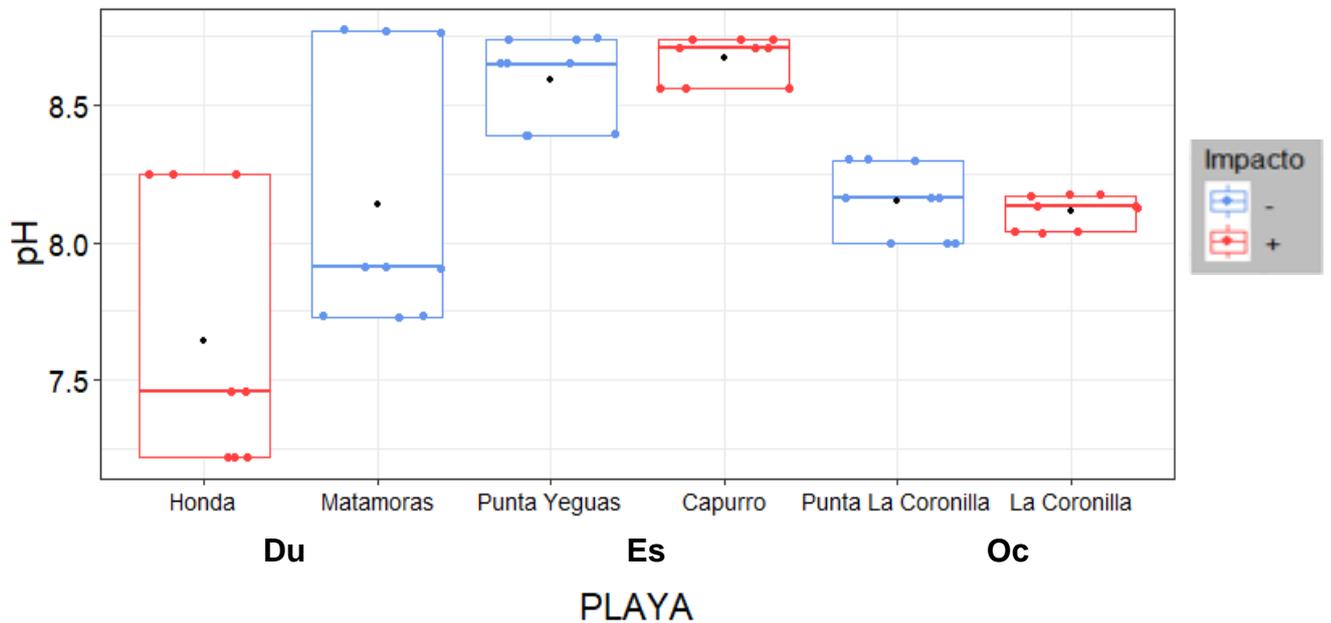


Figura 7. Media, mediana, rango intercuartil y valores atípicos (outliers) de pH según las categorías “Ambientes” e “Impacto”. Los puntos negros representan la media del pH en cada playa. Dónde: Du, Dulceacuícola; Es, Estuarina; Oc, Oceánica. En rojo, y “+” se representa las playas impactadas, mientras que, en celeste y “-”, menos impactadas.

Comunidad meiobentónica.

Se identificaron en total 19.493 organismos pertenecientes a 19 taxones (11 fila) de invertebrados (Tabla 3, Figura 8). El menor n° de taxones (riqueza) se observó en Playa Capurro (Estuarina, más impactada “+”), y el mayor Punta La Coronilla (Oceánica, menos impactada “-”). La abundancia total de individuos varió según las playas, donde Punta Yeguas (Es, “-”) presentó la mayor abundancia de individuos (900 ± 685 ind. cm^2) y playa Honda (Du, “+”), la menor (68 ± 137 ind. cm^2) (Tabla 3).

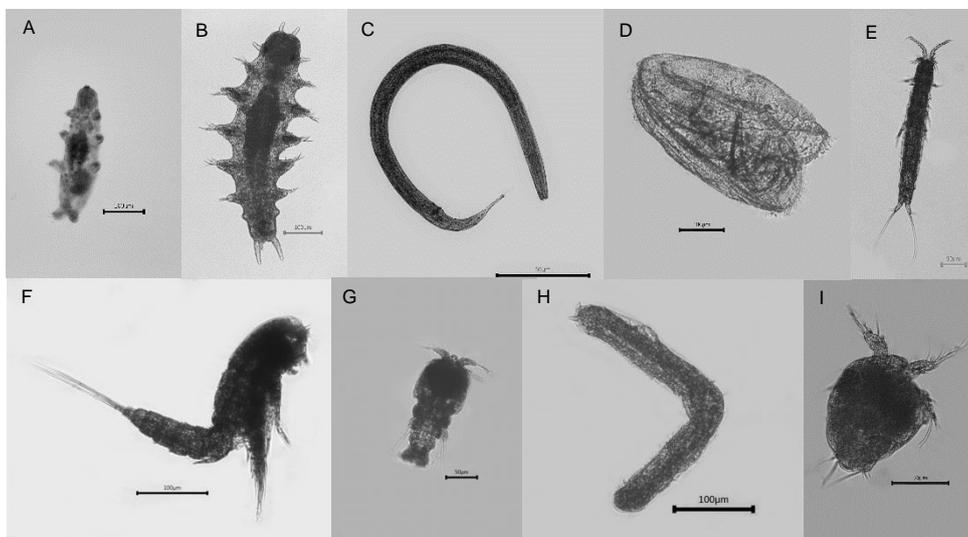


Figura 8. Microfotografías de diferentes taxones encontrados en las playas. A: Tardígrado; B: Poliqueto; C: Nematodo; D: Ostrácodo; E, F, G: Copépodos; H: Gastrostrico; I: Nauplio.

Tabla 3. Abundancias absolutas, medias y \pm desvío standard (SD) de los taxones (ind. 10 cm²) presentes en el intermareal, en las playas analizadas (Honda, Matamoras, Punta Yeguas, Capurro, Punta La Coronilla y La Coronilla).

Taxones / Playas	Honda	Matamoras	Pta. Yeguas	Capurro	Pta. La Coronilla	La Coronilla	Abundancias $\Sigma(\bar{X}\pm SD)$
Nematodos	9,7 \pm 2,45	250,5 \pm 278,1	368,7 \pm 150,5	788,3 \pm 356,3	169,6 \pm 164	82,7 \pm 8,56	1670 \pm 960
Copépodos	23,5 \pm 16,9	0	115,3 \pm 83,8	1,76 \pm 0,44	63,3 \pm 84,4	159,1 \pm 8,39	363 \pm 194
Gastrotricos	0	5,14 \pm 0,67	165,7 \pm 261,8	0	24,5 \pm 21,7	66,84 \pm 32,3	262,2 \pm 317
Nauplios	3,9 \pm 4,66	0	203,3 \pm 171,9	0,44 \pm 0,76	1,76 \pm 2,68	18,5 \pm 9,84	228 \pm 190
Turbelarios	0	20,9 \pm 14,7	10,4 \pm 3	0	25,6 \pm 20,1	160,6 \pm 164	217,5 \pm 202
Oligoquetos	23,5 \pm 104,9	10,9 \pm 2,69	0	0,22 \pm 0,22	12,2 \pm 10,7	0,58 \pm 0,5	47,4 \pm 119
Ostrácodos	0	0,14 \pm 0,25	30,1 \pm 8,61	0	0	0	30,2 \pm 8,9
Poliquetos	0,44 \pm 0,44	0,88 \pm 0,88	0,88 \pm 0,76	0,66 \pm 0,66	13,3 \pm 8,94	12,34 \pm 11,9	29 \pm 23,6
Gasterópodos	3,67 \pm 3,56	0,29 \pm 0,25	3,38 \pm 3,6	0	0	0,29 \pm 0,5	7,63 \pm 7,9
Priapulidos	0	0,14 \pm 0,25	0	0	0,58 \pm 1	6,75 \pm 10,9	7,5 \pm 12,15
Bivalvos	2,49 \pm 2	0,14 \pm 0,25	0,73 \pm 0,67	0,14 \pm 0,25	0,14 \pm 0,25	0	3,6 \pm 3,42
Insecta	1,17 \pm 2,03	0,14 \pm 0,25	0,29 \pm 0,50	0	0,14 \pm 0,25	0	1,74 \pm 3,03
Aplacofora	0	0	0	0	0	1,61 \pm 0,91	1,61 \pm 0,91
Tardígrados	0,14 \pm 0,25	0,44 \pm 0,76	0	0	0,29 \pm 0,50	0	0,87 \pm 1,51
Gnatostomulidos	0	0	0,58 \pm 0,25	0	0,14 \pm 0,25	0	0,72 \pm 0,5
Anfípodos	0	0	0	0	0	0,58 \pm 0,67	0,58 \pm 0,7
Halacaroideos	0	0	0	0	0,14 \pm 0,25	0,29 \pm 0,50	0,43 \pm 0,75
Sipuncula	0	0	0	0	0,14 \pm 0,25	0,14 \pm 0,25	0,28 \pm 0,5
Briozoo	0	0	0,14 \pm 0,25	0	0	0	0,14 \pm 0,25
Abundancias $\Sigma(\bar{X}\pm SD)$	68,5 \pm 137,2	289,6 \pm 299	899,5 \pm 685,6	791,5 \pm 358,6	311,8 \pm 315,3	510,3 \pm 249,2	2871,3 \pm 2045
n° Taxones	9	11	12	6	14	13	n° Taxones (s/rep.) = 19

Los Nematodos, Copépodos, Gastrotricos, Turbelarios y Nauplios (de Copépodos), conformaron 95,5% de la abundancia total. Los Oligoquetos, Poliquetos y Ostrácodos un 3,6 %, mientras que el resto de los grupos se consideraron como taxones “raros” o “poco comunes” representando el 0,8% restante (Gasterópodos, Priapulidos, Bivalvos, Insectos, Aplacóforos, Tardígrados, Gnatostomúlidos, Anfípodos, Halacaroideos, Sipuncúlidos y Briozoarios) (Figura 9).

Nemátodos
 Copépodos
 Nauplios
 Gastrotricos
 Turbelarios
 Oligoquetos
 Ostrácodos
 Poliquetos
 p/comunes

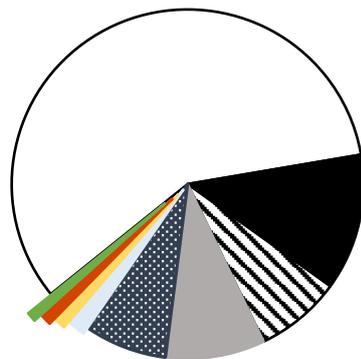


Figura 9. Abundancias relativas (% ind. 10cm²) de los taxones presentes en todas las playas. Se representa los taxones más abundantes, y los “poco comunes” (agrupación de taxones con abundancias <1% del total).

Los Nematodos fueron el taxón más abundante representando el 58.14% del total, con una abundancia media de 1670 ± 960 ind. 10 cm^2 (Tabla 3, Figura 9). Los Copépodos conformaron el 12.6% del total, con una abundancia media de 363 ± 194 ind. 10 cm^2 . Los Gastrotricos presentaron el 9.13% del total, con $262,2 \pm 317$ ind. 10 cm^2 . Los Turbelarios representaron el 7.6% del total, con abundancia media de $217,5 \pm 202$ ind. 10 cm^2 . Los Nauplios (larvas de copépodos), presentaron el 7.94% del total con abundancia media de 228 ± 190 ind. 10 cm^2 . Mientras que, los Oligoquetos, Poliquetos y Ostrácodos presentaron abundancias medias del $\pm 1\%$ del total, con $47,4 \pm 119$ ind. 10 cm^2 , $29 \pm 23,6$ ind 10 cm^2 , $30,2 \pm 8,9$ ind. 10 cm^2 . Estos taxones se describieron por playa y ambiente, a modo de visualizar sus abundancias absolutas (Figura 10).

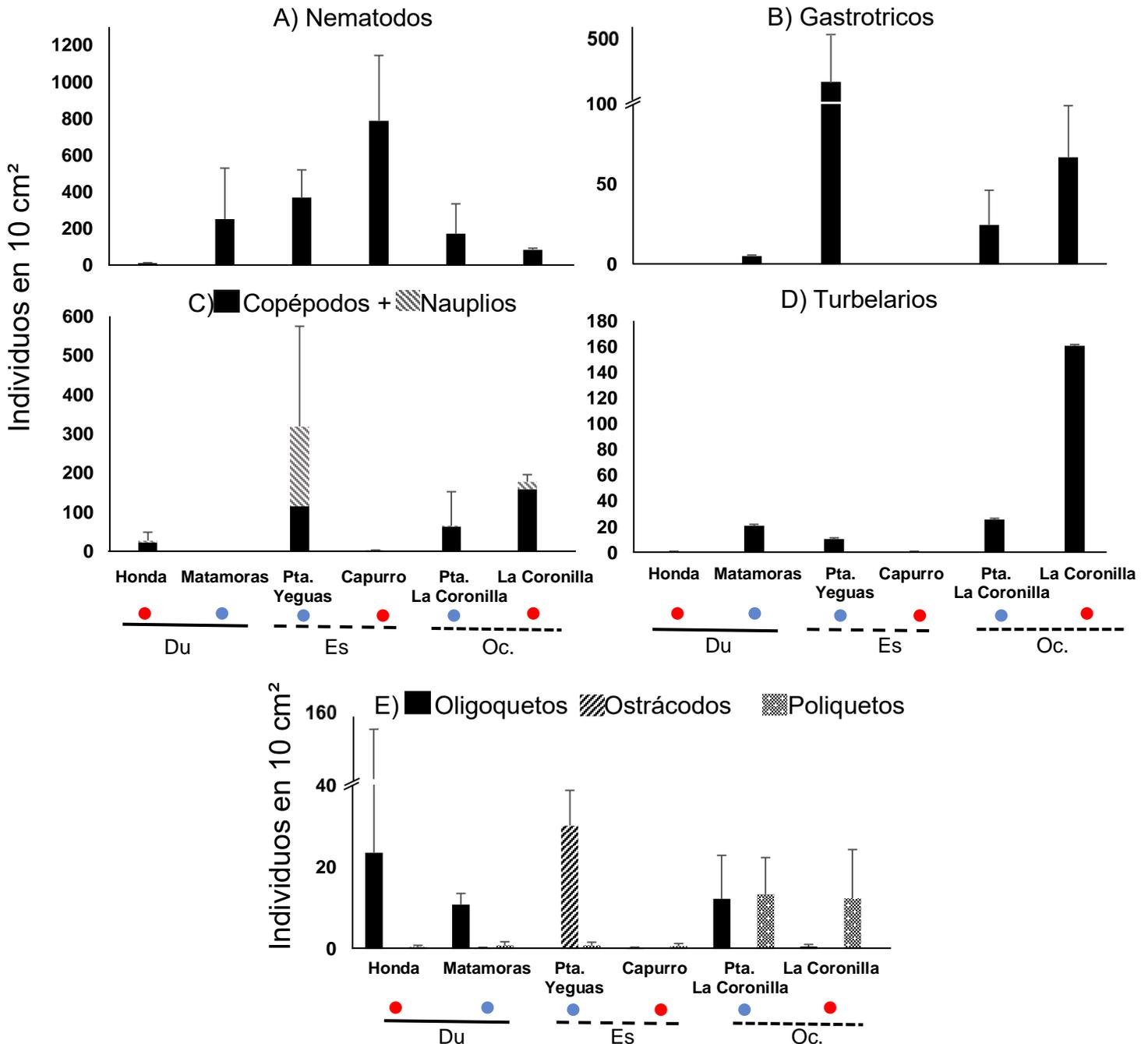


Figura 10. Abundancias absolutas de los taxones más abundantes ($>1\%$ del total) (A, B, C, D), y de taxones con abundancias intermedias ($\pm 1\%$ del total), Oligoquetos, Ostrácodos y

Poliquetos (E), en las distintas playas. Datos expresados como medias de abundancias (n° de individuos en 10 cm² de sedimento) ± SD. Dónde: Du, Dulceacuícola; Es, Estuarina; Oc, Oceánica. A, Nematodos; B, Gastrotricos; C, Copépodos + Nauplios; D, Turbelarios, y E, Oligoquetos, Ostrácodos y Poliquetos. En rojo se representa las playas más impactadas, mientras que, en celeste, las menos impactadas.

Se observó que los Nematodos fueron los más abundantes en cuatro de seis playas, Capurro (96,6%), Matamoras (86,5%), Pta. La Coronilla (54,3%) y Pta. Yeguas (43%). En playa Honda los Copépodos y Oligoquetos presentaron iguales abundancias (34%), conformando los taxones dominantes. Mientras que en La Coronilla, los Turbelarios (31.5%) y Copépodos (31.1%) fueron los más abundantes (Figura 10,11).

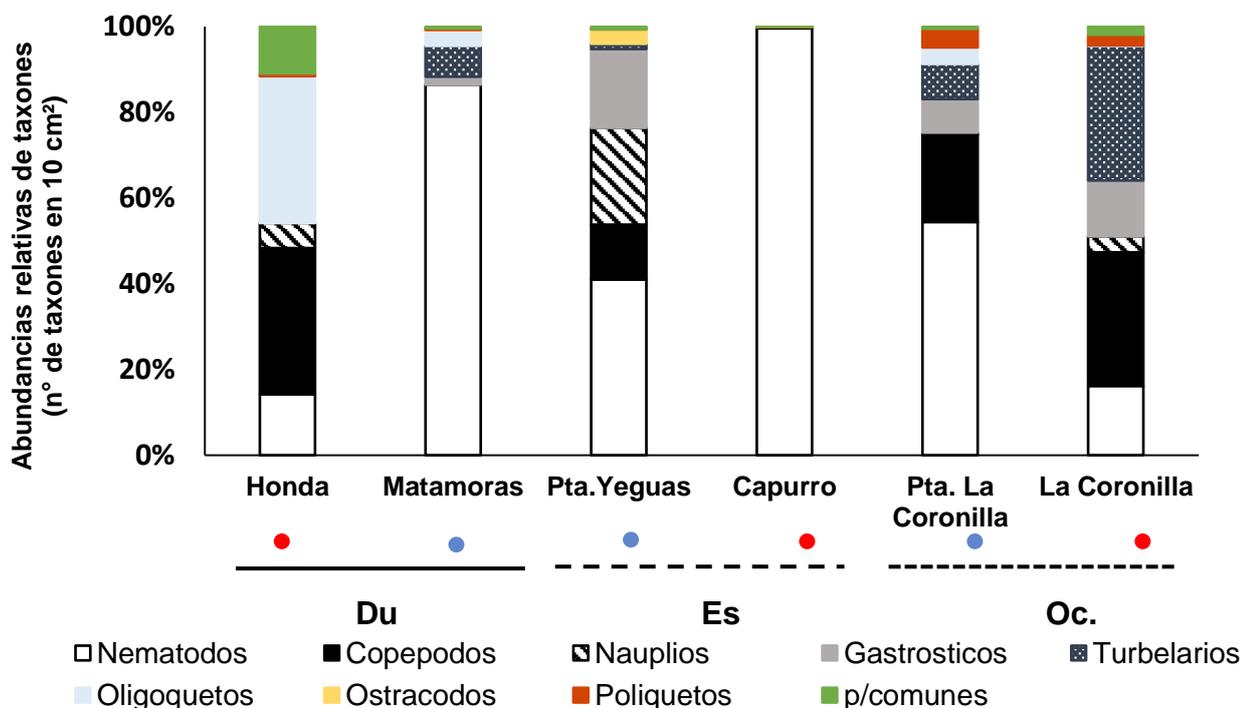


Figura 11. Abundancias relativas de los taxones presentes en el intermareal de las playas analizadas. Du, Dulceacuícola; Es, Estuarinas; Oc, Oceánicas. Datos expresados como abundancias relativas (% ind. 10cm²) respecto al total de cada playa.

Dentro del grupo de los taxones “poco comunes” (< 1% de la abundancia total), fue representado mayoritariamente por Gasterópodos (30,3%), Priapúlidos (30%), Bivalvos (14,6%), Insectos (7,2 %) y Aplacóforos (6,4%). El resto se conformó por Tardígrados (3,6%), Gnatostomulidos (3%), Anfípodos (2,5%), Halacaroideos (1,8%) y Briozoarios (0,6%) (Figura 12).

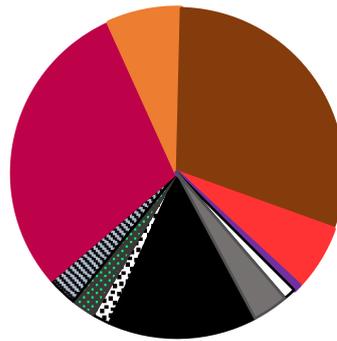


Figura 12. Abundancias relativas (% ind 10cm²) de los taxones “poco comunes” presentes en todas las playas.

Además, dentro de los taxones “poco comunes”, en playa Honda y Punta Yeguas los más abundantes fueron los gasterópodos (49%, 66%), en playa Matamoras los tardígrados (37,5%), en Capurro bivalvos (100%) y en Pta. La Coronilla como La Coronilla, los priapúlidos (36,4%, 70%) (Figura 12).

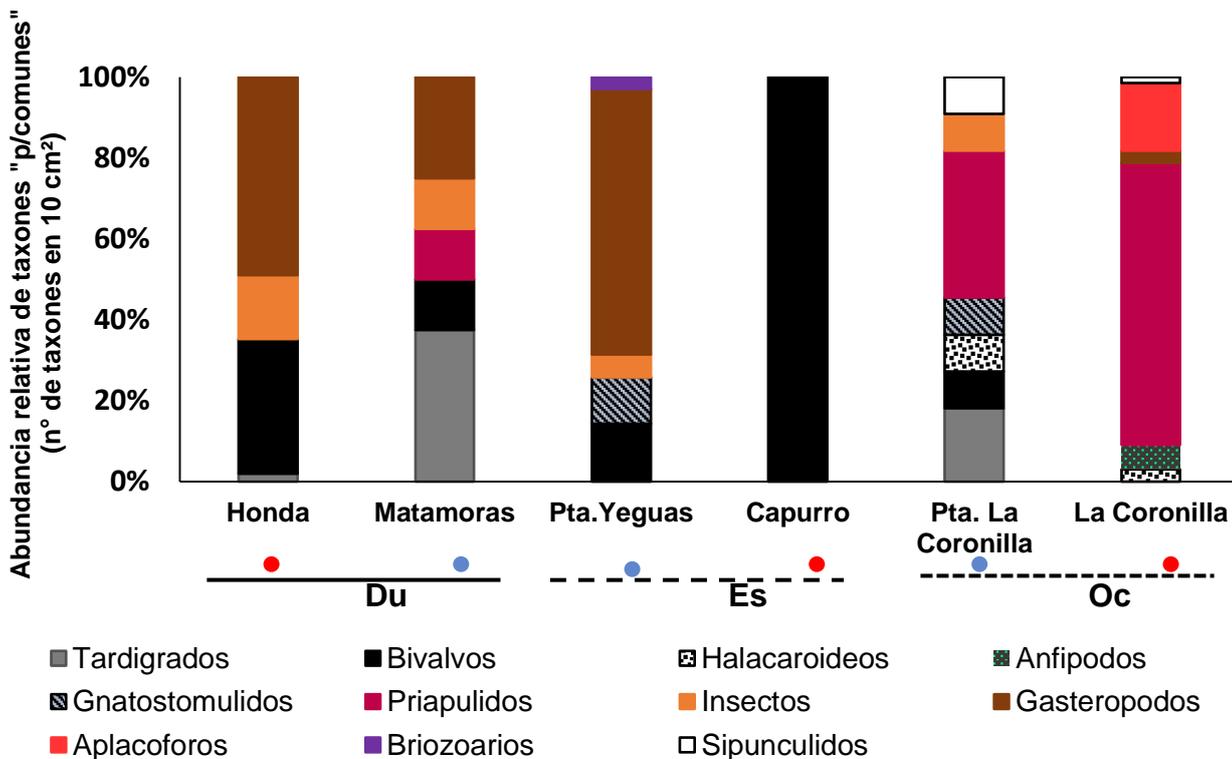


Figura 12. Abundancias relativas de los taxones “poco comunes” presentes en el intermareal de las playas analizadas. Du, Dulceacuícola; Es, Estuarinas; Oc, Oceánicas. Con un punto rojo se representa las playas más impactadas, mientras que, con uno celeste, las menos impactadas.

Asociación de la meiofauna con el gradiente salino

Las funciones de distribución de probabilidad acumulada, para los diferentes índices de biodiversidad, se ajustaron dentro de lo esperado (Anexo 1). Los índices de biodiversidad analizados mediante los GLM, se asociaron significativamente con diferentes ambientes (Tabla 4). Se observaron diferencias significativas en el n° de taxones entre ambientes dulceacuícolas (Du.) y oceánicos (Oc.), donde se observó el menor y mayor índice de riqueza (n° taxones) respectivamente (Figura 13 A). Los ambientes Du. frente a Es. y Es. frente a Oc. no presentaron diferencias significativas (Tabla 4). A su vez los ambientes oceánicos (Oc.) presentaron los valores más altos del índice exponencial de Shannon, siendo significativamente diferentes frente a los valores de los ambientes dulceacuícolas (Du.) y estuarinos (Es) (Figura 13 B). Mientras que estos últimos no presentan diferencias entre sí (Tabla 4).

Tabla 4. Modelos GLM, para las diferentes variables de respuesta (índices de biodiversidad) frente a las variables explicativas categóricas (Ambientes). Se presentan las distribuciones de probabilidad, coeficientes calculados por parámetro, significancia estadística, AIC de los modelos y Post-hoc para ambientes Oc vs Es.

Modelos	Distribución	Coeficientes calculados	P(> z)	AIC	
nTaxones~Ambiente	Poisson (función de conexión "log")	Ambiente (Du)	1.62	>2e-16***	243
		Ambientes(Es) vs(Du)	0,18	0.180	
		Ambientes(Oc) vs(Du)	0.27	0.0466*	
		Ambientes(Oc) vs(Es)	0,08	0,8	
expShannon~Ambiente	Gamma (función de conexión "log")	Ambiente (Du)	0.91	8.4e-12**	170,6
		Ambiente (Es) vs(Du)	-0.14	0.34	
		Ambientes(Oc) vs(Du)	0.36	0.0169*	
		Ambientes(Oc) vs(Es)	0,50	0,002**	
Pielou~Ambiente	Beta (función de conexión "logit")	Ambiente (Du)	0.12	0.57	-17.3
		Ambientes(Es) vs(Du)	-1.15	0.00027***	
		Ambientes(Oc) vs(Du)	0.50	0.10	
		Ambientes(Oc) vs(Es)	1,6	<0,001***	
AbundanciaTotal~Ambiente	Gamma (función de conexión "log")	Ambiente (Du)	5.29	2e-16***	761.2
		Ambientes(Es) vs(Du)	1.44	5.56e-06***	
		Ambientes(Oc) vs(Du)	0.72	0.02*	
		Ambientes(Oc) vs(Es)	-0,73	0,026*	
Nematodos~Ambiente	Gamma (función de conexión "log")	Ambiente (Du)	4.86	>2e-16***	693.1
		Ambientes(Es) vs(Du)	1.46	0.0006***	
		Ambientes(Oc) vs(Du)	-0.03	0.94	
		Ambientes(Oc) vs(Es)	-1,5	0,0006***	

La equitatividad (Pielou) en los ambientes estuarinos (Es), presentó los valores más bajos, con diferencias significativas frente a los dulceacuícolas (Du) y oceánicos (Oc) (Tabla 4, Figura 13 C). Los ambientes Es presentaron las mayores abundancias totales, con diferencias significativas frente a los dulceacuícolas (Du) y Oceánicos (Oc). Además las playas oceánicas (Oc) frente a dulceacuícolas (Du), también presentaron diferencias significativas (Tabla 4,

Figura 13 D). Los Nematodos presentaron un patrón similar al de las abundancias totales, sin observarse diferencias significativas entre playas oceánicas (Oc) ni frente a dulceacuícolas (Du) (Tabla 4, Figura 13 E).

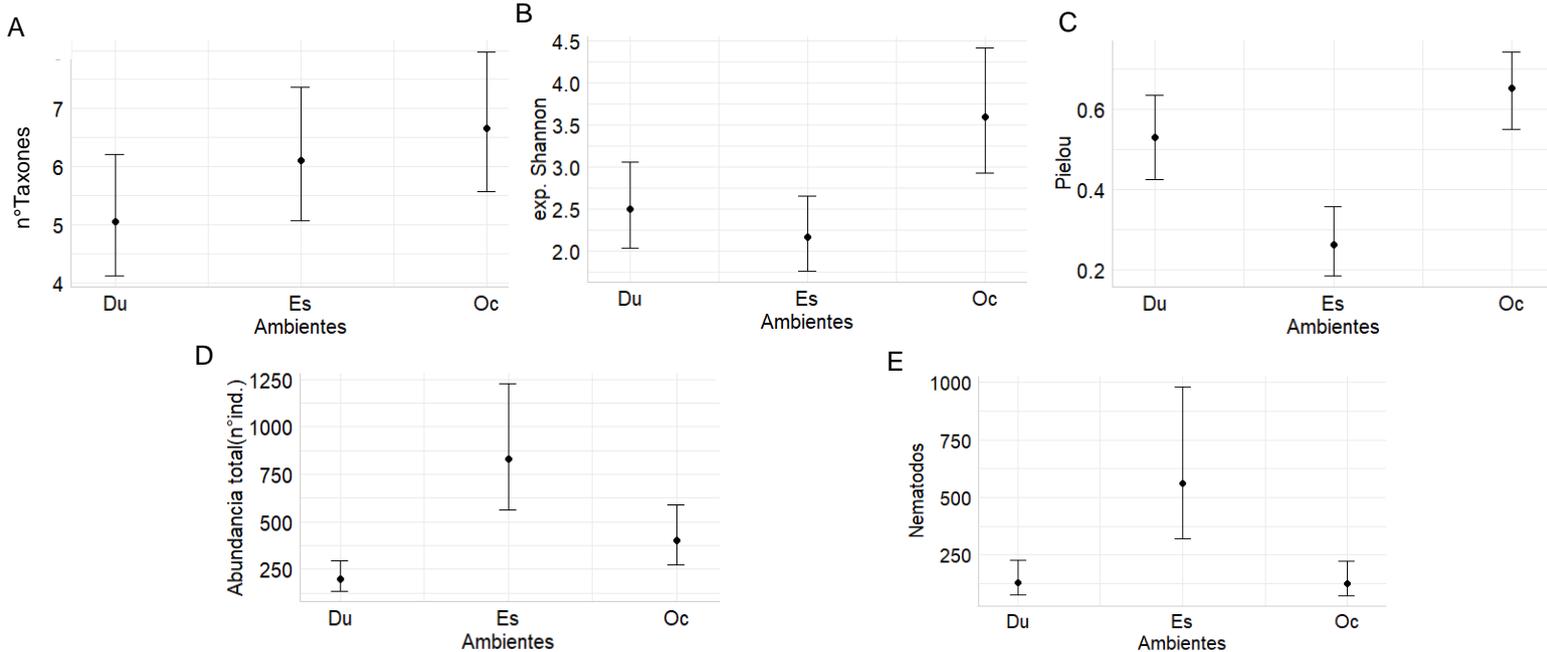


Figura 13. Asociación de las variables de respuesta (diferentes índices de biodiversidad) frente a las variables categóricas “Ambientes” (representación del gradiente salino). Dónde: Du, Dulceacuícola; Es, Estuarina; Oc, Oceánicas. A: n° taxones~Ambientes, B: expShannon~Ambientes, C: Pielou~Ambientes, D: Abundancia total~Ambientes, E: Nematodos~Ambientes.

Asociación de la meiofauna con el tamaño de grano y materia orgánica (%).

Los índices de biodiversidad se asociaron significativamente con al menos una de las dos variables del sedimento analizadas: tamaño medio de grano (μm) y concentración de materia orgánica (%) (Tabla 5). La interacción entre el tamaño medio de grano y el contenido de MO en los modelos, indica la relación entre estas dos variables en los ambientes, cómo se visualiza en el gráfico descriptivo (Figura 5). La riqueza (n° taxones) se asoció inversamente con la media de grano y positivamente con la concentración (%) de MO (Tabla 5, Figura 14 F, G). El exponencial de Shannon y Pielou se asociaron negativamente con la concentración de MO (Tabla 5, Figura H, I). Mientras que la abundancia total y de Nematodos se asoció significativamente, de forma negativa frente al tamaño medio de grano y positivamente frente a la concentración de materia orgánica. Además en los modelos para las abundancias de Nematodos se observó significancia en la interacción Media de grano: MO en los ambientes.

Tabla 5. Modelos GLM, para las diferentes variables de respuesta (índices de biodiversidad) frente a variables explicativas numéricas: Media de grano (μm) y concentración de materia orgánica (MO%). Se presentan las distribuciones de probabilidad, coeficientes calculados por parámetro, significancia estadística y los AIC, de los modelos.

Modelo	Distribución	Coeficientes calculados	P(> z)	AIC	
nTaxones~Media grano*MO	Poisson (función de conexión "log")	Intercepto	1.918	<2e-16***	244.2
		Meda grano	-0.0006	0.078.	
		MO	-0.224	0.515	
expShannon~Media grano*MO	Gamma (función de conexión "log")	Intercepto	1.420	7.8e-11***	177.4
		Meda grano	-0.0004	0.16	
		MO	-1.083	0.0055**	
Pielou~Media grano*MO	Beta (función de conexión logit)	Intercepto	1.050	0.0077**	-10.7
		Medagrano	-0.0004	0.648	
		MO	-3.308	0.0001***	
AbundanciaTotal~Mediagrano*MO	Gamma (función de conexión "log")	Intercepto	5.64	<2e-16***	765.5
		Medagrano	-0.001	0.023*	
		MO	1.75	0.015*	
Nematodos~Media grano*MO	Gamma (función de conexión "log")	Intercepto	4.92	<2e-16***	673
		Medagrano	-0.004	1.5e-06***	
		MO	2.336	0.005**	
		Mediagrano:MO	0.006	0.00013***	

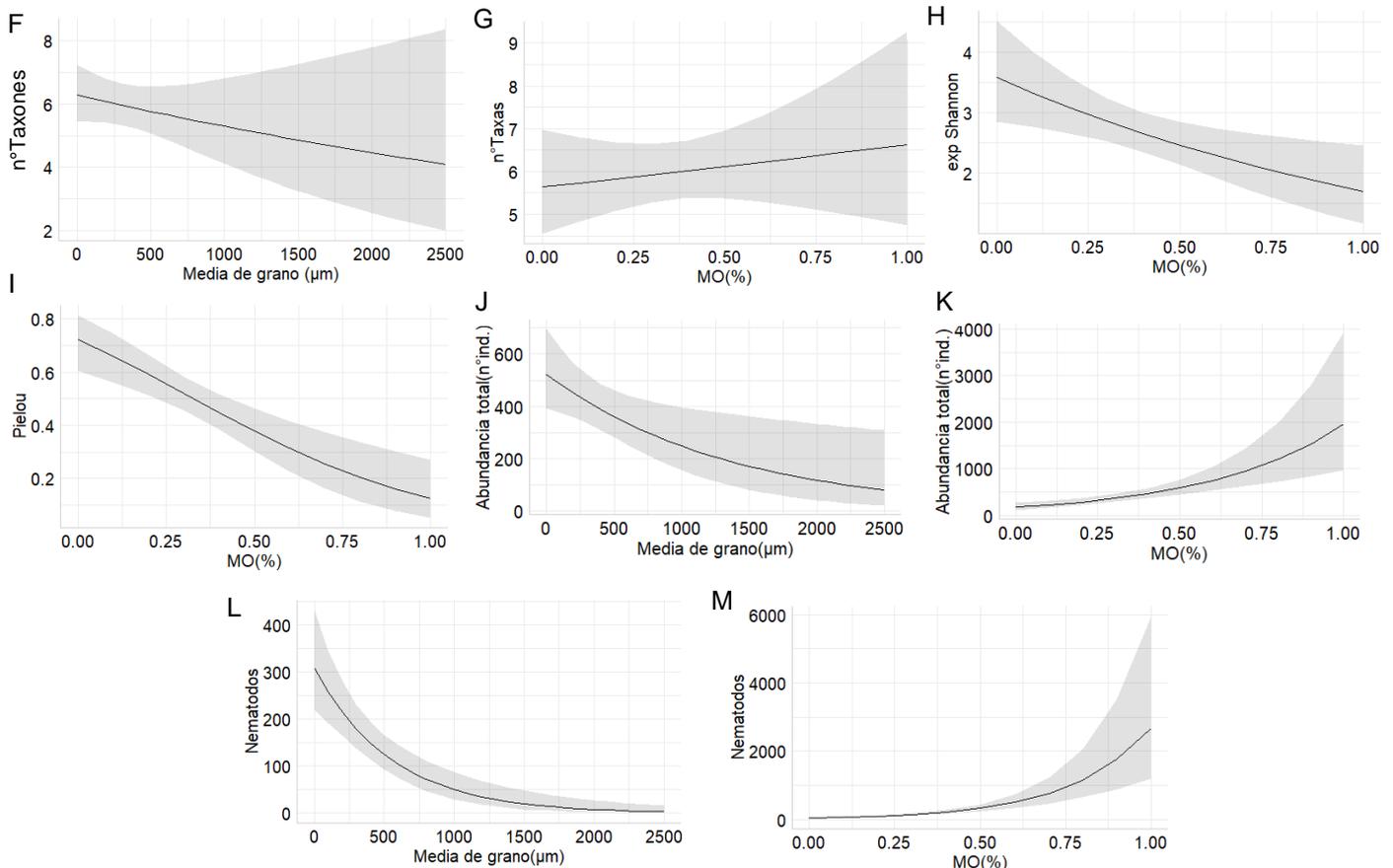


Figura 14. Asociación de los índices de biodiversidad, abundancias totales y de Nematodos frente a los predictores ambientales: media de grano (μm) y materia orgánica (MO%).

Frente a las variables ambientales de la columna de agua, el n° de taxones, exp. Shannon y Pielou se asociaron positivamente con el OD (Tabla 6, Figura 16 S, T, U). Frente a los valores de pH, Pielou se asoció negativamente, mientras que las abundancias totales y de nematodos positivamente (Tabla 6, Figura 16 V, W, X).

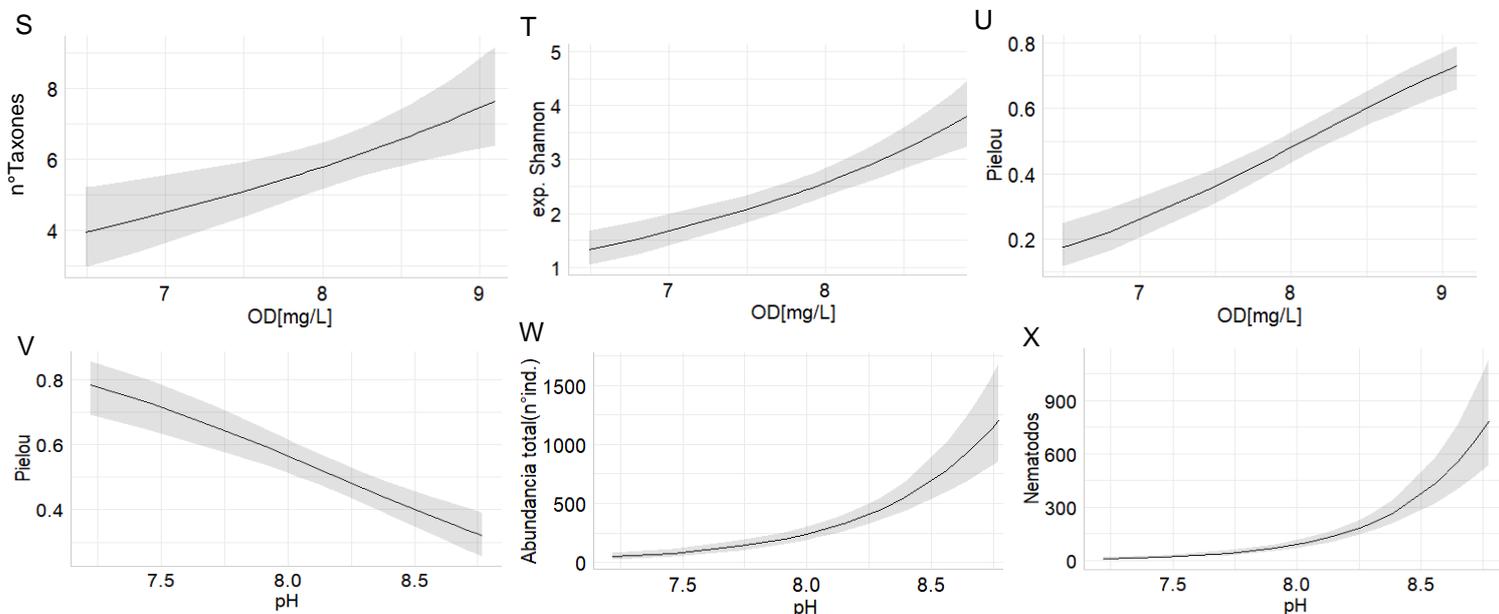


Figura 16. Asociación de los índices de biodiversidad frente a las variables ambientales OD y pH. Dónde: n°Taxones, exp. Shannon y Pielou vs OD (S, T y U); y Pielou, Abundancia total y Nematodos vs pH (V, W, X).

Tabla 6 Modelos GLM, para las diferentes variables de respuesta (índices de biodiversidad) frente a variables explicativas numéricas de la columna de agua: OD (mg/L) y Ph. Se presentan las distribuciones de probabilidad, coeficientes calculados por parámetro, significancia estadística y los AIC, de los modelos.

Modelo	Distribución	Coeficientes calculados		P(> z)	AIC
nTaxones~OD+Ph	Poisson (función de conexión "log")	Intercepto	- 2.41	0.108	235,5
		OD	0.25	0.0012**	
		pH	0.26	0.070	
expShannon~OD+pH	Gamma (función de conexión "log")	Intercepto	-0.53	0.68	145,7
		OD	0.43	1e-07***	
		pH	-0.24	0.05.	
Pielou~OD+ pH	Beta (función de conexión "logit")	Intercepto	2.93	0.217	-62.2
		OD	0.97	3.35e-13***	
		pH	-1.31	1.07e-08***	
AbundanciaTotal~OD+pH	Gamma (función de conexión "log")	Intercepto	-13.2	7.73e-06***	752.3
		OD	0.24	0.1	
		pH	2.10	4.10e-11***	

Nematodos~OD+ pH	Gamma (función de	Intercepto	-17.5	1.97e-07***	668.2
	conexión "log")	OD	-0.04	0.77	
		pH	2.79	8.96e-14***	

A continuación se presentan los resultados de los modelos en los que se consideró el efecto del impacto antrópico, en los diferentes índices de biodiversidad en distintos ambientes. Se observó diferencias significativas en el n° de taxones entre ambientes estuarinos (Es), Playa Capurro (“+”) con los valores más bajos, frente a Pta. Yeguas (“-”) con los más altos (Tabla 7, Figura 15 N). Un patrón similar se observó en el exponencial de Shannon, con diferencias significativas entre las mismas playas, Capurro (Es, “+”) frente a Pta. Yeguas (Es, “-”), aunque también observándose diferencias significativas entre playas Oc, Punta de La Coronilla (“-”) frente a La Coronilla (“+”). Esta última con los valores más altos (Tabla 7, Figura 15 O). El valor más bajo de equitatividad (Pielou) lo presentó Playa Capurro (Es, “+”) difiriendo significativamente de Punta Yeguas (Es, “-”) (Tabla 7, Figura 15 P). Mientras que en los modelos de abundancia total se observaron diferencias entre playas playa Honda (Du, “+”), con las menores abundancias, frente a Matamoras (Du, “-”), con mayores (Tabla 7, Figura 15 Q). Las abundancias de Nematodos se diferenciaron significativamente entre playas estuarinas (“-”vs“+”) y entre dulceacuícolas (“-”vs“+”). Capurro (Es, “+”), con las mayores abundancias de Nematodos y Honda (Du, “-”) con los menores (Tabla 7, Figura 15 R).

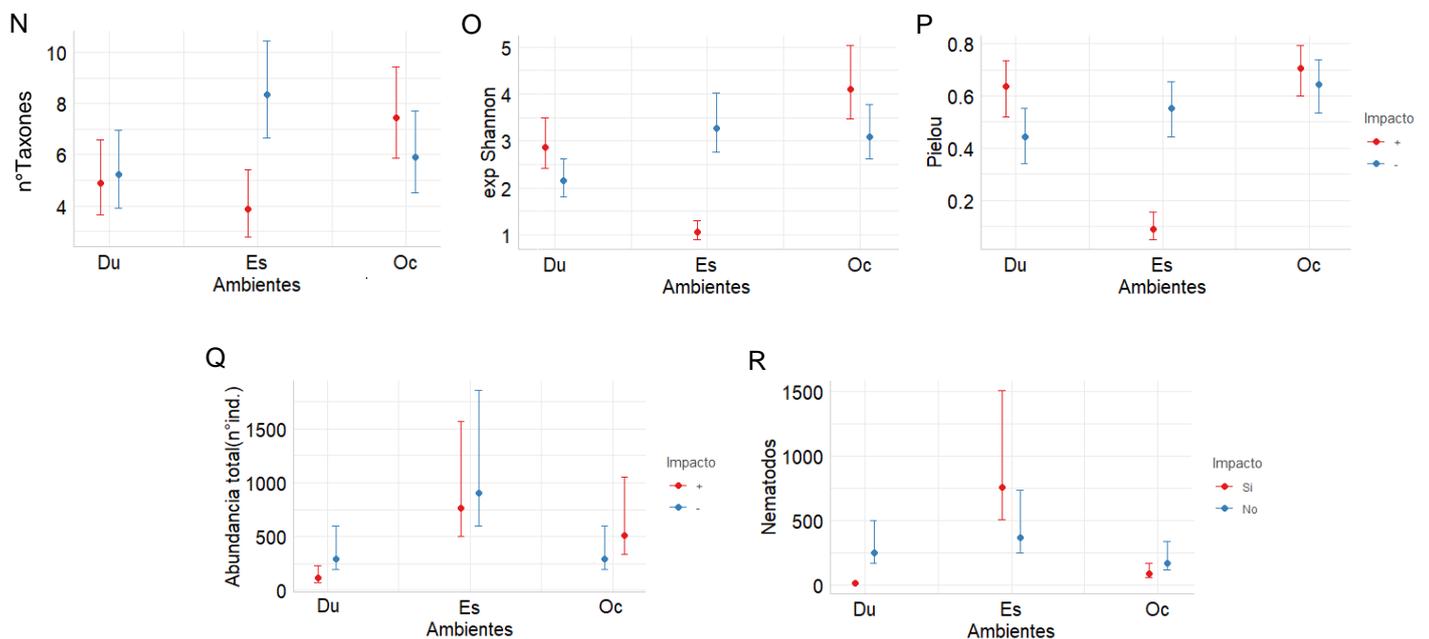


Figura 15. Asociación de los índices de biodiversidad en los distintos ambientes con diferente grado de impacto antrópico. Dónde: Du, Dulceacuícola; Es, Estuarina; Oc, Oceánicas. En color rojo, y “+” se representa las playas más impactadas, mientras que, en color celeste y “-”, menos impactadas.

Tabla 7. Modelos GLM, para las diferentes variables de respuesta (índices de biodiversidad de meiofauna) frente a la variable explicativa Impacto (impactado y menos impactado), y numéricas (OD y pH) en los diferentes ambientes (Du, Es, Oc). Se presentan las distribuciones de probabilidad, coeficientes calculados por parámetro, significancia estadística y los AIC de los modelos.

Modelo	Distribución	Coeficientes calculados	P(> z)	AIC	
nTaxones~Impacto	Poisson (función de conexión "log")	Ambiente Du(+)vs(-)	-0,06	0,753	80,9
		Ambiente Es(+)vs(-)	-0,76	0,0002***	74,3
		Ambiente Oc (+)vs(-)	0,2	0,2	77
expShannon~Impacto	Gamma (función de conexión "log")	Ambiente Du(+)vs(-)	0,28	0,173	56,6
		Ambiente Es(+)vs(-)	-1,12	3,43e-11***	8,9
		Ambiente Oc(+)vs(-)	0,28	0,0034**	39,2
Pielou~Impacto	Beta (función de conexión logit)	Ambiente Du(+)vs(-)	-0,67	0,13	1,3
		Ambiente Es(+)vs(-)	-3	<2e-16***	-52,5
		Ambiente Oc(+)vs(-)	0,31	0,23	-20,7
AbundanciaTotal~Impacto	Gamma (función de conexión "log")	Ambiente Du(+)vs(-)	-0,9	0,05*	228,5
		Ambiente Es(+)vs(-)	-0,2	0,5	278
		Ambiente Oc(+)vs(-)	0,6	0,1	255,2
Nematodos~Impacto	Gamma (función de conexión "log")	Ambiente Du(+)vs(-)	-3,25	7,2e-07***	181,2
		Ambiente Es(+)vs(-)	0,7	0,001*	258
		Ambiente Oc(+)vs(-)	-0,72	0,09.	213

DISCUSIÓN

Esta tesis constituye uno de los primeros aportes sobre el conocimiento de las comunidades meiobentónicas de playas arenosas de la costa uruguaya, a través de la aplicación de índices de biodiversidad en diferentes escalas espaciales. En este trabajo se observó que existe una variación espacial en la estructura de las comunidades meiobentónicas en las diferentes playas. En cuanto a la relación entre las variables ambientales analizadas y la composición y abundancia de las comunidades meiobentónicas se vio que dichas variables explican tan solo una parte de los patrones observados en las comunidades (Kandratavicius, 2011).

Los resultados obtenidos permiten evaluar las hipótesis planteadas en forma conjunta e individual. Para el caso del efecto de la salinidad en índices como el n° de taxones (riqueza), exponencial de Shannon y equitatividad (Pielou), aceptamos la hipótesis de que: la composición de la comunidad meiobentónica en el intermareal de las playas arenosas aumenta desde los ambientes dulceacuícolas hacia los marinos. Sin embargo para los índices de abundancias totales y de Nematodos, rechazamos la misma, ya que no se presentaron aumentos desde ambientes dulceacuícolas hacia oceánicos, sino que los ambientes estuarinos fueron los que presentaron los mayores valores. La hipótesis planteada sobre el efecto del tamaño medio de grano, concentración de materia orgánica y oxígeno disuelto la podemos afirmar ya que, estos parámetros fueron influyentes sobre las comunidades meiobentónicas en el intermareal de las playas analizadas. En el presente estudio se

observaron variaciones en los índices de biodiversidad (n° de taxones, abundancias totales y de Nematodos) frente al tamaño medio de grano, y a la concentración de materia orgánica. Sumado a estos índices, la materia orgánica también fue influyente sobre los índices de exp. Shannon y Pielou. En la siguiente sección: respuesta de la comunidad meiobentónica a las características del sedimento, se detalla con mayor profundidad el efecto de estos parámetros.

Al evaluar el efecto del impacto observamos que la respuesta de los índices frente al mismo es diferencial. En el caso de las playas estuarinas se ve bien representado entre playa Capurro (“+”) y Pta. Yeguas (“-“) las cuales presentaron grandes diferencias entre los índices de riqueza (n° de taxones), diversidad (exp.Shannon) y equitatividad (Pielou). La playa Capurro, impactada (“+”) a muy impactada, presentó los valores más bajos de dichos índices frente al resto de las playas, mientras que playa Punta Yeguas presentó los valores más altos de dichos índices. Esta amplia diferencia podría estar influyendo en los resultados de los análisis frente al gradiente salino, donde las playas estuarinas presentaron los valores más bajos de diversidad (exp. Shannon) y equitatividad (Pielou). Esto se debe a que los modelos definen la respuesta de los índices frente a la variable del gradiente salino tomando un promedio entre las playas pareadas de cada zona (Du, Es, Oc) sin discernir el grado de impacto antrópico.

Los factores ambientales analizados, junto con otros (e.g. hidrodinámica, porosidad y permeabilidad) explicarían en parte la estructura de las comunidades de la meiofauna en el intermareal (Diaz-Asencio et al. 2009; Kandratavicius, 2011). Los resultados del presente trabajo van en concordancia con lo propuesto por Loehle & Wein (1994): que al trabajar a escalas espaciales mayores para aproximarnos a las comunidades, perdemos información acerca de la heterogeneidad a escalas menores, donde las variaciones de los ensambles son más visibles en algunas escalas que en otras (Reichert et al., 2008).

Sin embargo, es fundamental realizar muestreos a varias escalas espaciales para lograr un conocimiento integral de la comunidad, ya que los procesos ecológicos varían con la escala de observación (Yannicelli & Giménez, 2000; Giménez et al., 2005, Kandratavicius, 2011).

A continuación, se detallan las características principales de la comunidad meiobentónica en playas de la costa uruguaya, y se discute sobre: patrones generales de la biota, y la respuesta de las comunidades meiobentónicas frente a las variables ambientales, y de impacto antrópico.

Meiofauna en playas arenosas

Los taxones identificados en el presente trabajo han sido descritos en estudios previos de meiofauna en ecosistemas costeros (Kotwicki & De Troch 2005, Silvestri burratto 2010, Hargenteguy 2012, Kandravicius et al. 2015). Las abundancias medias totales de meiofauna registrada en las playas (68,5 y 899,5 ind. 10 cm²), fueron similares a rangos observados en estudios sobre meiofauna en la región. En playas de Santa Catarina, Brasil (Silvestri Buratto, 2010), han registrado 40,1 a 1413,7 ind. 10 cm², mientras que en playas de Rio Grande do Sul, Brasil, se observó una media de 904 ind. 10 cm² (Dutra, 2011). En playas de Pará, norte de Brasil, se registró una media de 646,5 ind. cm² (Gomes & Rosa Filho, 2009). Sin embargo, estas abundancias, se encontraron por debajo de la media observada en playas de Chubut, Argentina (Harguinteguy et al. 2012) donde presentaron un rango de 1500 a 6500 ind. 10 cm⁻². Otras playas brasileiras, de Río de Janeiro, han ultrapasado estos valores con abundancias medias de 1556,25 a 13125,3 ind. cm² (Albuquerque *et al.* 2007).

Los Nematodos y los Copépodos fueron los taxones más abundantes en las playas analizadas. Estos han sido ampliamente citados en la literatura como los grupos más abundantes en varios ambientes (Coull, 1988; Dalto & Albuquerque, 2000; Nicholas, 2001; Venturini, 2007; Giere, 2009; Kandravicius et al. 2015). Al igual que en el presente estudio, el filo Nematoda se propone como el taxón dominante, pudiendo llegar a sobrepasar más de la mitad de la abundancia total de la meiofauna (Dye 1983; Kotwicki & De Troch, 2005; Pinto & Santos, 2006). La gran abundancia de Nematodos según Bouwman (1983), está relacionada a tres factores principales: 1) La capacidad de ocupar espacios intersticiales debido a su tamaño y forma, 2) Su tolerancia a varios tipos de estrés ambiental, y 3) Gran diversidad de estructuras bucales, que les otorga la capacidad para alimentarse de diferentes ítems del microbentos (Kandravicius, 2011). Por su parte, se ha propuesto a los Copépodos como taxones sub dominantes, coincidiendo con lo observado en esta investigación (Coull & Bell, 1979; Coull 1988; Dittmann 2000; Rodríguez et al. 2003; Sajan et al. 2010). Los Copépodos han sido comúnmente observados en muchos hábitats, debido a que toleran diversas condiciones ambientales. Estos microcrustáceos son frecuentes en todos los regímenes de salinidad, temperatura y tipos de sustratos (Coull, 1985; Higgins & Thiel, 1988; Kapusta *et al.*, 2005; Dye & Barros, 2005a; Alves *et al.*, 2009). A su vez, los Gastrotricos y Turbelarios se los describen como taxones abundantes que pueden alternar sub-dominancias, o terceros lugares en la abundancia total (Giere 1993; Gómez & Rosa Filho, 2009; Silvestri Buratto, 2010; Harguinteguy et al. 2012), patrón observado en el presente trabajo. Estos taxones representaron los más abundantes entre todas las playas, con abundancia mayores al 1% del total, seguido por taxones con abundancias intermedias ($\pm 1\%$) cómo Oligoquetos, Poliquetos y Ostrácodos. Algunos estudios han relacionado la presencia o ausencia de estos grupos a las concentraciones de MO y características del sedimento (Kandravicius et al. 2015; Busquets 2018).

Por otra parte, los taxones poco comunes (Bivalvos, Halacaroideos, Anfibodos, Gnatostomulidos, Priapulidos, Insectos, Gasterópodos, Aplacóforos, Briozoarios, Sipunculidos y Tardigrados) (<1%) podrían arrojar información útil en cuanto a su presencia o ausencia frente a diferentes condiciones ambientales, sin embargo, se optó por no analizar a este grupo, su análisis implicaba aplicar modelos con funciones “tweede” o binomial con muchos ceros (ZA), quedando como una perspectiva de análisis en futuras investigaciones. Al igual que en nuestros resultados, las comunidades meiobentónicas de las lagunas costeras en Uruguay, han reportado a los Gasterópodos, Halacaroideos y Bivalvos como taxones poco comunes (Kandratavicius, 2011).

La resolución taxonómica empleada (grandes grupos) en el presente estudio, permitió una aproximación a la estructura de la comunidad. Sin embargo, sería enriquecedor aumentar la resolución de identificación taxonómica con el fin de evitar la pérdida de información acerca de la relación de los organismos con las variables abióticas, ya que muchas veces la respuesta de las especies frente a una misma variable ambiental difiere (Danovaro et. al. 2000; Moens & Vincx, 2000; Danovaro & Gambi, 2002).

Gradiente salino y su efecto en la estructura de la comunidad meiobentónica

El efecto del gradiente salino en las playas se comportó como un buen predictor, reflejando diferencias significativas entre los distintos ambientes (Du, Es, Oc) para los diferentes índices calculados. Estudios anteriores proponen a la salinidad como uno de los principales factores que influyen sobre la diversidad y composición de la meiofauna (Broman et. al. 2019). Si bien existen organismos de la meiofauna en todos los regímenes de salinidad, fluctuaciones frecuentes y valores extremos pueden determinar fuertemente la presencia de taxones resilientes, y la propia composición de la meiofauna (Ingole et al. 1998; Richmond et al. 2007, Giere, 2009). Al igual que en el presente estudio, investigaciones anteriores en un gradiente salino, han reflejado que la riqueza, diversidad y abundancia de especies meiobentónicas, disminuyen desde ambientes salobres hacia dulceacuícolas (Austen & Warwick 1989, Broman 2019). Otros estudios a nivel de macrofauna, a menor escala, han reflejado que la riqueza y abundancia de esta se correlaciona fuertemente con la salinidad, aumentando dichos índices hacia ambientes salobres (Lercari & Defeo 2006). Para los modelos aplicados en el presente estudio se consideró más representativo categorizar la variable de salinidad en los “Ambientes” (Du, Es, Oc), ya que la misma es altamente variable en tiempo y espacio, o en función a condiciones meteorológicas, hidrológicas, oceanográficas y topográficas (García-Alonso et al. 2019). Por otro lado, al igual que lo planteado por Coull, 1988, se observaron altas densidades de meiofauna (abundancia total) en el intermareal de ambientes estuarinos. En tanto, los índices de diversidad (exp. de Shannon) y equitatividad (Pielou) evaluado bajo los modelos de salinidad, presentaron los valores más bajos en playas estuarinas. Lo que podría explicarse en parte cómo la presencia de pocos taxones con altas abundancias y tolerantes a un amplio rango de salinidad (i.e. especies eurihalinas) (Elliot &

Whitfield, 2011). Sin embargo, se tiene en cuenta que estos modelos toman como variables de respuesta un valor promedio de los índices entre ambas playas (“+” y “-“impactada). Esto podría disminuir los valores de dichos índices frente a la categoría “Es”, ya que como se observa en los modelos de impacto, la playa Punta Yeguas presentó los mayores valores de diversidad (exp.Shannon) y equitatividad frente al resto de las playas, mientras que playa Capurro los menores. Esta última (Capurro) aportando casi exclusivamente con el filo Nematodo como organismos dominantes, el cual podría estar respondiendo a otros factores como el propio impacto antrópico, tamaño medio de grano, concentración de materia orgánica y/o OD. Este filo se encuentra distribuido tanto en ambientes marinos, estuarinos, como dulceacuícolas (Coull, 2001). Sería adecuado generar estudios a un nivel taxonómico inferior (e.g. género o especies), a modo de evaluar las preferencias de las mismas a diferentes rangos de salinidad. Otros taxones, cómo los Sipuncúlidos, Gnatostomúlidos, Aplacóforos y Halacaroideos fueron encontrados únicamente en ambientes Oceánicos. Si bien algunos de estos taxones pueden encontrarse en diferentes rangos de salinidad (Giere, 2009), esto podría explicarse cómo posibles especies estenohalinas, tolerantes a un rango específico de salinidad (Elliot & Whitfield, 2011).

Por otra parte, dentro de los Anélidos, los Oligoquetos son considerados principalmente habitantes de agua dulce o terrestres (Purschke, 2002, Erséus 2005), aunque existen algunas especies que han irradiado ambientes marinos, e incluso altas profundidades (Giere, 2009). En el presente estudio estos organismos se han observado con mayores abundancias en playas dulceacuícolas del departamento de Colonia, aunque se encontraron ejemplares en playas oceánicas (Pta. La Coronilla). Esto coincide con la alta frecuencia de ocurrencia de Oligoquetos en la costas Argentinas del Río de la Plata (Capítulo et al. 2017). Los cambios continuos en las aguas del Río de la Plata como resultado de los flujos de mareas, gradientes salinos y los tipos de sedimentos presentes afectan directamente la distribución de los organismos bentónicos (Boschi, 1988). Diferentes ensambles de la meiofauna pueden ocupar diferentes hábitats, con distinta salinidad, disponibilidad de oxígeno, granulometría y concentración de materia orgánica (Coull, 1999).

Respuesta de la comunidad meiobentónica a las características del sedimento.

Las playas pareadas en cada ambiente presentaron características morfodinámicas similares entre ellas (playas disipativas), con similitudes en los tamaños medios de grano, presentando arena fina y media como fracción dominante. Algunas investigaciones en playas cercanas a las estudiadas, han observado características semejantes a las analizadas en los tamaños de grano, con predominancia de sedimentos finos (Lercari & Defeo, 2006; García-Alonso et al. 2017; Castiglioni et al. 2018; Limongi et al. 2020). El patrón de concentración de materia orgánica, al igual que en la bibliografía, pudo relacionarse con el tamaño del grano de los sedimentos. Sedimentos finos presentan mayor capacidad para la retención de compuestos orgánicos (Nybakken 1996, Gray & Elliott, 2009). Esto se observó en los casos de las playas

oceánicas y estuarinas con predominancia de arenas finas a medias y las mayores concentraciones de materia orgánica (Figura 5). El tamaño de grano juega un rol importante como factor clave integrador que caracteriza el hábitat (Giere, 2009), determinante en las abundancias y en la composición de la meiofauna (Silva et al. 1997; Kotwicki & De Troch, 2005; Pinto & Santos, 2006). Los índices analizados respondieron significativamente frente al tamaño medio de grano y concentración de materia orgánica. La riqueza de taxones (H'), las abundancias totales y las de Nematodos, aumentaron hacia tamaños medios de grano pequeño, y concentraciones de MO altas. Si bien los sedimentos con tamaño de granos más pequeños ofrecen menos espacios intersticiales, se han encontrado altas densidades de meiofauna y nematofauna en particular, comparado con tamaños de granos mayores (Bezerra et al., 1997; Pinto & Santos, 2006). Los sedimentos finos retienen mayor contenido de materia orgánica, por lo que la actividad bacteriana es estimulada, contribuyendo a un aumento en las abundancias de los grupos dominantes (Higgins & Thiel, 1988; McLachlan & Turner, 1994; Rodríguez et al., 2003; Vanaverbeke et al. 2004). A su vez, las fracciones del sedimento pueden determinar cuáles especies y en qué proporción estén presentes, incluso la profundidad a la que pueden acceder (Gray & Elliott, 2009; Teske & Wooldridge, 2001; Ysebaert & Herman, 2002), en algunos casos afectando las abundancias relativas (Holland, 1985) o limitando las abundancias máximas (Thrush *et al.*, 2003, 2005). En el presente estudio, observamos variaciones tanto en las abundancias absolutas de los taxones más comunes, cómo las relativas entre las diferentes playas. Estas diferencias en la composición faunística y granulométrica, fueron bien representadas al evaluar entre playas pareadas (mismo ambiente). Por ejemplo en playas estuarinas (Capurro y Punta Yeguas) presentan diferencias marcadas en las abundancias absolutas y relativas de Nematodos, y de Copépodos. Playa Capurro presentó las mayores abundancias de Nematodos (grupo dominante) y el tamaño medio de grano más pequeño (conformado por sedimentos finos a muy finos), mientras que, la playa Punta Yeguas, con tamaño medio de grano mayor presentó menores abundancias absolutas de Nematodos, y los Copépodos fueron el grupo subdominante (individualmente), o dominante si sumamos sus larvas (Copepodo + Nauplio). Al igual que en el presente trabajo, estudios previos han demostrado que los Nematodos presentan mayores densidades en sedimentos finos y muy finos (Esteves *et al.*, 1997; Moodley *et al.*, 2000), mientras que en sedimentos gruesos tienden a dominar los Copépodos (Gourbault *et al.*, 1995). Entre playas dulceacuícolas, se observó la misma tendencia con menores densidades de individuos, al presentar mayor tamaño medio de grano respecto al resto de las playas. Se observó mayores abundancias de Nematodos en Playa Matamoras, con mayor concentración de materia orgánica y sedimentos más finos respecto a Playa Honda. La cual presentó mayor tamaño de grano y bajo contenido de MO, con abundancias más elevadas de Copépodos y menores de Nematodos.

Si bien el tamaño medio de grano no es la única característica de los sedimentos que influyen sobre el hábitat de la meiofauna, tanto la forma como la composición de los mismos es sumamente importante (Giere, 2009). Si evaluamos las abundancias de Nematodos en playa Punta Yeguas (Es) y comparamos frente al resto de las playas, observamos que fue la segunda en presentar las mayores abundancias de este grupo, presentando mayor tamaño medio de grano respecto a otras playas. Esto podría estar indicando el efecto de otro factor abiótico sobre los Nematodos. Por ejemplo, la composición de los sedimentos, que si los analizamos en dicha playa, se constata que está conformada en su mayoría por arena fina, respaldando la preferencia de este grupo.

En estos análisis pueden estar actuando diferentes factores individualmente o en conjunto, sobre las comunidades (e.g. calidad de la materia orgánica, condiciones oceanográficas). Papadopoulou *et al.* (1998) plantea que los Nematodos pueden aumentar su abundancia a través del enriquecimiento orgánico, hasta que las condiciones se deterioran excesivamente. Lo que podría estar explicando en parte, la relación entre el tamaño medio de grano y concentración de materia orgánica, con las abundancias de Nematodos observadas entre los ambientes dulceacuícolas y entre los estuarinos.

Por otro lado, los índices de diversidad exponencial de Shannon y Pielou se relacionaron negativamente con la concentración de materia orgánica. Algunos autores han planteado que altos contenidos de materia orgánica influyen negativamente sobre la diversidad del meiobentos (Mazzola *et al.* 1999; Mirto *et al.* 2002). Esto podría interpretarse en el presente estudio, como la presencia de algunos taxones abundantes que disminuyen los valores de diversidad y equitatividad, y que posiblemente sean especialistas en el consumo de compuestos orgánicos o “grazing”. Si bien no analizamos la procedencia o calidad de la materia orgánica, el enriquecimiento orgánico proveniente de fuentes antrópicas podría contribuir a las reducciones en la diversidad y cambios comunitarios, donde la comunidad original es reemplazada por especies resistentes a la contaminación orgánica (Pearson & Rosenberg, 1978; Hargrave *et al.* 2008; Venturini *et al.* 2012). Además, el aumento en la concentración de materia orgánica puede generar múltiples cambios en el hábitat bentónico, incluyendo hipoxia y el aumento de compuestos que son tóxicos para los invertebrados (Kandratavicius *et al.* 2018). Frente a estos factores, la interpretación de lo observado para los índices de biodiversidad debe hacerse en conjunto con las otras variables ambientales, ya que se puede llegar a una mayor resolución de interpretación de los resultados.

Respuesta de la comunidad meiobentónica a características del agua subyacente.

El oxígeno disuelto es uno de los gases más importantes en la dinámica y caracterización de los sistemas acuáticos (Pérez-Roldan 1992), es necesario para la supervivencia de la gran mayoría de animales marinos, y niveles muy bajos (hipoxia o incluso anoxia) pueden ser

indicativos, por ejemplo, de enriquecimiento orgánico produciendo cambios importantes en las comunidades bentónicas y redes tróficas (Kandratavicius et al. 2018). Este parámetro sufre fluctuaciones espacio-temporales, determinado parcialmente por la salinidad y temperatura, afectando el porcentaje de saturación de oxígeno en los cuerpos de agua. (Pérez-Roldan, 1992). Los valores analizados de oxígeno disuelto en las playas (Tabla 2, Figura 6) han presentado concentraciones dentro del rango esperado. Monitoreos ambientales en playas de la costa uruguaya, desde Colonia hasta Rocha, han registrado rangos de variación entre 4.7 mg/L y 9.7 mg/L (DINAMA 2021). Sin embargo, análisis previos han registrado valores menores de oxígeno disuelto en una playa impactada, dentro de la bahía de Montevideo con valor promedio de 2,47 mg/L (Castiglioni et. al. 2018).

Los modelos planteados frente al oxígeno disuelto presentan una relación significativa entre los índices de biodiversidad y las concentraciones de oxígeno disuelto, observándose disminución en la riqueza, diversidad y equitatividad frente a niveles bajos de OD. Algunos autores han planteado que las exposiciones prologadas de hipoxia/anoxia afectan negativamente a toda la comunidad meiobentónica, disminuyendo densidades y desaparición de algunas especies (Ingels et al. 2013; Sergeeva and Zaika 2013). Estudios de campo han descrito que los Nematodos son grupos tolerantes a bajas concentraciones de oxígeno, adaptados a ambientes extremos con estrategias de detoxificación y alta capacidad anaeróbica (Veit- Köhler et al. 2009; Vopel et al. 1998). Otros estudios consideran a los Copepodos Harpacticoides como un grupo sensible a las bajas concentraciones de OD (Kotwicki & De Troch, 2013). Este patrón podría estar influyendo en la composición de las comunidades meiobentónicas en Playa Capurro, con los niveles de OD más bajos y diferenciales frente a playa Punta Yeguas. Entre las playas dulceacuícolas y entre las oceánicas, no se observó grandes diferencias en los valores de oxígeno disuelto. Es por ello que entre estas playas no podemos inferir del todo el efecto del OD. Sin embargo, si comparamos los ambientes dulceacuícolas frente a los oceánicos, existen diferencias en los niveles de oxígeno disuelto, donde los dulceacuícolas presentaron menores concentraciones de OD, y las menores densidades de organismos. En este caso se podría atribuir el efecto del oxígeno disuelto sobre la comunidad meiobentónica, pero podría estar afectando también otros factores como el tamaño de grano, o el propio impacto antrópico como se discute en la próxima sección.

El rango de valores encontrados para el pH, fueron similares con los analizados en monitoreos por García-Alonso et al. 2017, Castiglioni et al. 2018 y DINAMA, 2020-2021 en playas de la costa uruguaya. En estos trabajos los rangos fueron desde 6,9 a 8,5. Al igual que en este estudio, los valores más bajos con una tendencia a la neutralidad se observaron en las playas dulceacuícolas (García-Alonso et al. 2017, DINAMA, 2020-2021). El pH del agua permite detectar zonas con contaminación industrial e ingreso de fertilizantes (Pérez-Castillo & Rodríguez, 2008). Sin embargo en el presente estudio se consideró que los resultados de

esta variable se asociaron más a las condiciones de salinidad en cada playa analizada (Du, Es, Oc), que a indicios de impacto o acidificación del agua.

Respuesta de la meiofauna frente al impacto antrópico

La interpretación del impacto sobre los patrones de la comunidad meiobentónica, pueden arrojar mayor información frente a los análisis únicamente de factores ambientales, revelando efectos ecológicos y biológicos complejos (Zeppilli et al. 2015). Se observa que las playas impactadas se encuentran bajo distinto grado de impacto antrópico, reflejado en los patrones de composición de la meiofauna. La riqueza y diversidad de los taxones generalmente es baja en ambientes altamente contaminados, pudiendo desaparecer los taxones más sensibles (e.g. Ostrácodos y Gastrotricos) y dominando los organismos tolerantes (e.g. Nematodos) (De Jorge & Bouwman, 1977; Pusceddu et al. 2007). Las playas estuarinas, presentaron grandes diferencias significativas entre Capurro (“+”) y Punta Yeguas (“-”) (Figura 15, Tabla 7). Playa Capurro, una de las más contaminadas de Uruguay, como se ha mencionado anteriormente, presentó los valores más bajos de riqueza, diversidad y equitatividad, reflejado por las altas abundancias del filo Nematodo, ocupando el 96,6% del total de las muestras. Los Nematodos han sido utilizados de forma extensiva en estudios de impacto ambiental (Yodnarasri et al., 2008), se ha observado la presencia de los mismos en áreas contaminadas, incluso después de haberse registrado la reducción hasta la desaparición de la macrofauna (Lorenzen et al., 1987; Hendelberg & Jensen, 1993). En el caso de Punta Yeguas (“-”), se observan mayores índices de riqueza, diversidad y equitatividad, donde hay una marcada presencia de Ostrácodos, Copépodos y Gastrotricos. Otros autores han reportado a los Copépodos Harpacticoides como grupo sensible a los contaminantes en general (Sandulli & De Nicola-Giudici, 1990; Lampadariou et al. 1997; Araújo-Castro et al. 2009), y a los metales en particular (Van Damme et al, 1984; Lee et al. 2001). Por ende las abundancias de estos organismos podrían brindar información útil para interpretar los grados de impacto y contaminación en las playas. Cabe destacar que cada organismo de la meiofauna posee respuestas distintas al tipo de impacto (Mirto et al., 2012). En las playas oceánicas se observó una inversión en términos de riqueza, diversidad y equitatividad, entre ambas playas, con valores más altos en la playa seleccionada como más impactada, La Coronilla (“+”) frente a la menos impactada, Punta de La Coronilla (“-”). En este caso se puede hacer una interpretación propia del tipo de impacto / disturbio. El principal disturbio del canal Andreoni es la descarga de agua dulce con alta carga de nutrientes provenientes de la agricultura y la ganadería (Méndez et al. 1991; Lercari et al. 2002; Defeo et al. 2008; Saucó et al. 2010). La exportación de nutrientes hacia los ambientes marinos podría traer asociado diferentes consecuencias, cómo la eutrofización y aumento de la producción primaria (blooms algales) que al depositarse sobre los fondos pueden tener una marcada influencia sobre el meiobentos (García & Johnstone, 2006; Zeppilli et al. 2015). Estos depósitos orgánicos no consolidados, a menudo aglutinados por secreciones mucosas, mejoran la actividad microbiana después

de períodos relativamente cortos (días a semanas), y posteriormente puede causar un significativo aumento de la abundancia y diversidad de la meiofauna (Giere, 2009). Este proceso, podría ser una de las causas del efecto del canal Andreoni sobre las comunidades meiobentónicas de la playa La Coronilla (“+”). Sin embargo, en el presente estudio no se analizó la presencia de blooms algales, y tampoco se observó diferencias en las concentraciones de MO de los sedimentos entre ambas playas oceánicas. En este sentido, el efecto del impacto en estas playas podría estar asociado a otros factores o condiciones ambientales. Observando las comunidades entre ambas playas se constata que son similares en composición de taxones, pero con diferencias en sus abundancias. En esta zona el efecto de la salinidad podría ser el factor estructurador principal, más allá del impacto, ya que además son las playas que presentaron los mayores índices de biodiversidad respecto al resto.

El efecto del impacto en playas dulceacuícolas, se observó significativamente con las abundancias totales, donde playa Honda (“+”) presentó los valores más bajo. Esto podría explicarse por diferentes factores, entre ellos el tipo de impacto antrópico. Si bien se encuentra bajo presión antrópica, su grado de contaminación es menor a Playa Capurro, y diferente al canal Andreoni (La Coronilla), ya que se trata de una playa adyacente a la escollera de un puerto. En esa condición, la comunidad podría estar más afectada por las características del sedimento como se mencionó anteriormente, que por contaminación química. Por su parte la subclase Oligoquetos, presentó las mayores abundancias en esta playa (Honda, “+”), coincidiendo con la reportado en las costas Argentinas del Río de la Plata (Capítulo et al. 2017), en donde han encontrado alta frecuencia de aparición de este grupo, y alta adaptabilidad y tolerancia a distintos tipos de perturbaciones ambientales (Armendáriz et al. 2011; Capítulo et al. 2017).

CONCLUSIONES

El presente trabajo constituye un aporte al conocimiento de un grupo que hasta el momento no había sido estudiado en playas arenosas de nuestro país: una aproximación a la composición meiobentónica en playas de la costa uruguaya, bajo índices de biodiversidad, en un gradiente ambiental y con diferente grado de impacto antrópico.

El abordaje realizado mediante múltiples escalas espaciales, permitió establecer que la comunidad de la meiofauna es afectada por diferentes factores ambientales, que pueden estructurar a dicha comunidad.

El gradiente salino, la granulometría y concentración de materia orgánica son factores estructuradores de las comunidades meiobentónicas en playas de la costa uruguaya. Las playas oceánicas son las que presentan los mayores índices de biodiversidad seguido por playas estuarinas y dulceacuícolas. Mientras que las mayores abundancias se presentan en playas estuarinas.

Algunos taxones pueden ser encontrados únicamente en ambientes particulares (estenohalinos, eurihalinos) sin embargo es importante generar estudios a nivel de grupos taxonómicos inferiores (genero, especie), para mayor resolución en la interpretación de los resultados.

El tamaño medio de grano y la concentración de materia orgánica, son factores ambientales relacionados, y explican en gran medida la composición de la meiofauna.

Frente a las variables ambientales del agua superficial, como la concentración de OD, la comunidad meiobentónica es afectada en términos de riqueza, diversidad y equitatividad frente a valores extremos del mismo.

Consideramos que el impacto antrópico influye diferencialmente sobre la estructura de las comunidades meiobentónicas, dependiendo del grado y el tipo del mismo. Los taxones tolerantes a condiciones estresantes de impacto, son dominantes, mientras que los grupos más sensibles pueden desaparecer o disminuir sus abundancias.

La meiofauna puede ser considerada un grupo relevante para el monitoreo de playa arenosas en Uruguay, siempre y cuando se tenga en cuenta la escala de resolución en la cual se este trabajando.

PERSPECTIVAS

Sería relevante implementar muestreos temporales y experimentos a nivel de mesocosmos con el fin de realizar seguimientos a la comunidad en el tiempo y simular ambientes naturales, donde se puedan controlar diferentes factores ambientales cómo: OD, Conductividad, pH, sedimentos e interacciones inter-específicas. De este modo analizar respuestas de la comunidad meiobentónica *in vitro* y generar estudios comparativos con las comunidades *in vivo*.

Por otro lado, se propone implementar técnicas de monitoreo ambiental mediante, extracción y secuenciación de muestras de ADN ("*metabarcoding*") para organismos de la meiofauna. Este método puede ser útil, al arrojar información relevante a nivel de géneros o especies dentro de cada taxón. El mismo permite evaluar un número elevado de muestras en menor tiempo, y aumentar el nivel de resolución en los resultados. Si bien, no es una limitante ser especialista en la identificación taxonómica clásica de la meiofauna, es necesario cierto conocimiento de procesos moleculares, genéticos y bioinformáticos. Una de las limitantes de esta técnica es la falta de información en los bancos genéticos para las especies de meiofauna en Uruguay.

BIBLIOGRAFÍA

- Acha, E. M., Mianzan, H., Guerrero, R., Carreto, J., Giberto, D., Montoya, N., & Carignan, M. (2008). An overview of physical and ecological processes in the Rio de la Plata Estuary. *Continental shelf research*, 28(13), 1579-1588.
- Administración Nacional de Puertos (2020). Estadística comparativa buques 2018 – 2020 (Informe técnico). República Oriental del Uruguay.
- Alongi, D. M. (1987). Intertidal zonation and seasonality of meiobenthos in tropical mangrove estuaries. *Marine Biology*, 95(3), 447-458.
- Araújo-Castro, C., Souza-Santos, L. P., Torreiro, A. G. A., & Garcia, K. S. (2009). Sensitivity of the marine benthic copepod *Tisbe biminiensis* (Copepoda, Harpacticoida) to potassium dichromate and sediment particle size. *Brazilian Journal of oceanography*, 57, 33-41.
- Armenteros Almanza, M. (2002). Meiobentos en el sublitoral de la Habana, Cuba (Tesis de maestría). Universidad de la Habana. La Habana, Cuba.
- Armendáriz, L. C., Rodrigues Capitulo, A., & Ambrosio, E. S. (2011). Relationships between the spatial distribution of oligochaetes (Annelida, Clitellata) and environmental variables in a temperate estuary system of South America (Río de la Plata, Argentina). *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 45(2), 263-279.
- Armonies, W., & Hellwig-Armonies, M. (1987). Synoptic patterns of meiofaunal and macrofaunal abundances and specific composition in littoral sediments. *Helgoländer Meeresuntersuchungen*, 41(1), 83-111.
- Arroyo, I., Bravo, L. C., Llinás, H., & Muñoz, F. L. (2014). Distribuciones Poisson y Gamma: Una discreta y continua relación. *Prospectiva*, 12(1), 99-107.
- Austen, M. C., & Warwick, R. M. (1989). Comparison of univariate and multivariate aspects of estuarine meiobenthic community structure. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 29(1), 23-42.
- Bezerra, T. N. C., Genevois, B. & Fonsêca-Genevois, V. G. (1997). Influência da granulometria na distribuição e adaptação da meiofauna na praia arenosa do istmo de Olinda-PE. . Pp 107-116 In: Ecologia de praias arenosas do litoral brasileiro. *Oecologia Brasiliensis*. Pp 270
- Broman, E., Raymond, C., Sommer, C., Gunnarsson, J. S., Creer, S., & Nascimento, F. J. (2019). Salinity drives meiofaunal community structure dynamics across the Baltic ecosystem. *Molecular ecology*, 28(16), 3813-3829.
- Busquets Fulquet, E. (2019). Diversidad de la meiofauna submareal en un enclave de la costa este de Tenerife: influencia en sus poblaciones por la presencia de emisarios submarinos (Tesis Grado). Universidad de La Laguna, Tenerife, España.
- Boschi, E. E. (1988). El ecosistema estuarial del Río de la Plata. In *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología de la Universidad Nacional Autónoma de México* (Vol. 15, pp. 159-182).

- Bouwman, L. A. (1983). A survey of nematodes from the Ems estuary: Part 1. Systematics. *BOEDE Publicaties en Verslagen*.
- Byers S, Mills E & Stewart P (1978) Comparison of methods of determining organic carbon in marine sediments, with suggestions for a standard method. *Hydrobiologia*. 58:43- 47.
- Castiglioni, D., Rezende, C. E., Muniz, P., Muir, A. I., & García-Alonso, J. (2018). Trace metals bioavailability approach in intertidal estuarine sediments and bioaccumulation in associated nereidid polychaetes. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, 100(4), 472-476.
- Calliari, D., Defeo, O., Cervetto, G., Gómez, M., Giménez, L., Scarabino, F., Brazeiro, A., & Norbis, W. (2003). Marine life of Uruguay: critical updates and priorities for future research. *Gayana*, 67(2), 341-370.
- Capítulo, A. R., César, I., Tassara, M., Paggi, A., & Lemicov, M. R. (1998). Distribution of the macrobenthic fauna of the south coastal fringe of the 'Río de la Plata' River (Argentina): impact of urban contamination. *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen*, 26(3), 1260-1265.
- Crain, C. M., Halpern, B. S., Beck, M. W., & Kappel, C. V. (2009). Understanding and managing human threats to the coastal marine environment. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1162(1), 39-62.
- Corbisier, T. N. (1993) Meiofauna da plataforma continental interna do litoral norte de Sao Paulo-verao/89. *Publicación especial del Instituto Ocenografico San Pablo 10*, 123-135.
- Coull, B. C. (1988). Ecology of marine meiofauna. *Introduction to the Study of Meiofauna*, 18-34.
- Coull, B. C. (1999). Role of meiofauna in estuarine soft-bottom habitats. *Australian Journal of Ecology*, 24(4), 327-343.
- Coull, B. C., Bell, S. S., Savory, A. M., & Dudley, B. W. (1979). Zonation of meiobenthic copepods in a southeastern United States salt marsh. *Estuarine and Coastal Marine Science*, 9(2), 181-188.
- Coull BC & Chandler GT (1992) Pollution and meiobenthos: field, laboratory and mesocosm studies. *Oceanography and Marine Biology Annual Review*. 30: 191–271.
- Coull, B. C., & Chandler, G. T. (2001). *Meiobenthos Pp 1705–1711. In volume 3 of Encyclopedia of Ocean Sciences. Pp 578.*
- Dalto AG & Albuquerque EF (2000) Meiofauna distribution in a tropical estuary of the South-Western Atlantic (Brazil). *Vie Milieu*. 50:151-162.
- Danovaro R & C Gambi (2002) Biodiversity and trophic structure of nematode assemblages in seagrass systems: evidence for a coupling with changes in food availability. *Marine Biology* 141: 667-677.
- Danovaro R, Gambi C, Manini E & Fabiano M (2000) Meiofauna response to a dynamic river plume front. *Marine Biology* 137: 359-370.

- Defeo, O., & McLachlan, A. (2005). Patterns, processes and regulatory mechanisms in sandy beach macrofauna: a multi-scale analysis. *Marine ecology progress series*, 295, 1-20.
- Defeo, O., Gómez, M. & Martino, D. (2008). Capítulo 3: zona costera. In *GEO Uruguay: informe del estado del ambiente*. Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA) en colaboración con EcoPlata.
- De Jonge, V. N., & Bouwman, L. A. (1977). A simple density separation technique for quantitative isolation of meiobenthos using the colloidal silica Ludox-TM. *Marine Biology*, 42(2), 143-148.
- Díaz-Asencio, L., Armenteros, M., Díaz-Asencio, M., Fernández-Garcés, R., Gómez-Batista, M., & Alonso-Hernández, C. (2009). Spatial and temporal variations of meiofaunal communities in Cienfuegos Bay, Cuba. *Revista de biología marina y oceanografía*, 44(1), 13-22.
- Dittmann, S. (2000). Zonation of benthic communities in a tropical tidal flat of north-east Australia. *Journal of sea Research*, 43(1), 33-51.
- Duplisea, D. E., & Hargrave, T. B. (1996) Response of meiobenthic size-structure, biomass and respiration to sediment organic enrichment, *Hydrobiología* 339, 161-170.
- Dutra, F. D. S. (2011). Composição e distribuição do meiobentos de praias arenosas subtropicais do Atlântico Sul Ocidental durante a estação de verão: uma comparação entre o Litoral Norte e o Litoral Médio do Rio Grande do Sul, Brasil.
- Dye, A. H. (1983). Composition and seasonal fluctuations of meiofauna in a southern African mangrove estuary. *Marine Biology*, 73(2), 165-170.
- Dye, A. H., & Barros, F. (2005b). Spatial patterns in meiobenthic assemblages in intermittently open/closed coastal lakes in New South Wales, Australia. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 62(4), 575-593.
- Elliott, M., & Whitfield, A. K. (2011). Challenging paradigms in estuarine ecology and management. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 94(4), 306-314.
- Elmgren, R. (1975). Benthic meiofauna as indicator of oxygen conditions in the northern Baltic proper.
- Erséus, C. (2005). Phylogeny of oligochaetous Clitellata. *Hydrobiologia*, 535(1), 357-372.
- Esteves, A., Absalao R., Da Silva V. (1997) The importance of cost-effectiveness sampling in the study of intertidal sandy beach meiofauna. *Trop Ecol* 38: 47–53.
- Fenchel, T. (1969). The ecology of marine microbenthos IV. Structure and function of the benthic ecosystem, its chemical and physical factors and the microfauna communities with special reference to the ciliated protozoa. *Ophelia*, 6(1), 1-182.
- Felix, G., Marenzi, R. C., Polette, M., & Netto, S. A. (2016). Landscape visual quality and meiofauna biodiversity on sandy beaches. *Environmental Management*, 58(4), 682-693.

- García, R., & Johnstone, R. W. (2006). Effects of *Lyngbya majuscula* (Cyanophyceae) blooms on sediment nutrients and meiofaunal assemblages in seagrass beds in Moreton Bay, Australia. *Marine and Freshwater Research*, 57(2), 155-165.
- García-Alonso, J., Lercari, D., Araujo, B. F., Almeida, M. G., & Rezende, C. E. (2017). Total and extractable elemental composition of the intertidal estuarine biofilm of the Río de la Plata: Disentangling natural and anthropogenic influences. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 187, 53-61.
- García-Alonso, J., Lercari, D., & Defeo, O. (2019). Río de la Plata: a neotropical estuarine system. In *Coasts and Estuaries* (pp. 45-56). Elsevier.
- Giere, O. (1993). Habitat, habitat conditions and their study methods. In *Meiobenthology* (pp. 5-43). Springer, Berlin, Heidelberg.
- Giere, O., (2009). Chapter 1 Introduction to meiobenthology. Pp 1-2. Chapter 2 The biotope: Factors and study methods. Pp 7-59. In: 2nd edition of *Meiobenthology: The microscopic motile fauna of aquatic sediments*. Pp 538.
- Giménez L & Yannicelli B (2000) Longshore patterns of distribution of macroinfauna on a Uruguayan sandy beach: an analysis at different spatial scales and of their potential causes. *Marine Ecology Progress Series*. 199: 111-125.
- Giménez L, Borthagaray A, Rodríguez M, Brazeiro A & Dimitriadis K (2005) Scale dependent patterns of macroinfaunal distribution in softsediment intertidal habitats along a large-scale estuarine gradient. *Helgoland Marine Research*. 59: 224-236.
- Giménez, L., Yannicelli, B. (2006). Ecología de comunidades de playas de Cabo Polonio (Rocha, Uruguay). Pp 535-544. In: *Bases para la conservación y el manejo de la costa uruguaya*. Vida silvete Uruguay. Pp 668.
- Gomes, T. P., & Rosa Filho, J. S. (2009). Composição e variabilidade espaço-temporal da meiofauna de uma praia arenosa na região amazônica (Ajuruteua, Pará). *Iheringia. Série Zoologia*, 99, 210-216.
- Gourbault, N. E., Warwick, R. M., & Helléouet, M. N. (1995). A survey of intertidal meiobenthos (especially Nematoda) in coral sandy beaches of Moorea (French Polynesia). *Bulletin of Marine Science*, 57(2), 476-488.
- Gray, J. S., & Elliott, M. (2009). *Ecology of marine sediments: from science to management*. Oxford University Press.
- Hack, L. A., Tremblay, L. A., Wratten, S. D., Lister, A., & Keesing, V. (2007). Benthic meiofauna community composition at polluted and non-polluted sites in New Zealand intertidal environments. *Marine Pollution Bulletin*, 54(11), 1801-1812.
- Hargrave, B. T., Holmer, M., & Newcombe, C. P. (2008). Towards a classification of organic enrichment in marine sediments based on biogeochemical indicators. *Marine Pollution Bulletin*, 56(5), 810-824.

- Harguinteguy, C. A., Cofré, M. N. & Pastor de Ward, C. (2012) Change in the meiofauna community structure of sandy beaches of the Nuevo Gulf (Chubut, Argentina). *Papéis avulsos de zoología*. 52(34), 411-422.
- Hendelberg, M., & Jensen, P. (1993). Vertical distribution of the nematode fauna in a coastal sediment influenced by seasonal hypoxia in the bottom water. *Ophelia*, 37(2), 83-94.
- Higgins, R. P., & Thiel, H. (1988). *Introduction to the study of meiofauna*. Smithsonian Institution Press. Pp 488.
- Holland A (1985) Long-term variation of macrobenthos in a mesohaline region of Chesapeake Bay. *Estuaries*. 8: 93-113.
- Intendencia de Colonia. (2020) Plan de desarrollo y ordenamiento territorial de Colonia del Sacramento y su microrregión.
- Ingels, J., Vanreusel, A., Romano, C., Coenjaerts, J., Flexas, M. M., Zúñiga, D., & Martin, D. (2013). Spatial and temporal infaunal dynamics of the Blanes submarine canyon-slope system (NW Mediterranean); changes in nematode standing stocks, feeding types and gender-life stage ratios. *Progress in Oceanography*, 118, 159-174
- Ingole, B. S., & Parulekar, A. H. (1998). Role of salinity in structuring the intertidal meiofauna of a tropical estuarine beach: field evidence.
- Jost, L., & González-Oreja, J. (2012). Midiendo la diversidad biológica: más allá del índice de Shannon. *Acta zoológica lilloana*, 3-14.
- Jorge-Romero, G., Lercari, D., Ortega, L., & Defeo, O. (2019). Long-term ecological footprints of a man-made freshwater discharge onto a sandy beach ecosystem. *Ecological Indicators*, 96, 412-420.
- Kandratavicius, N. (2011). Ecología de la comunidad meiobentónica de estuarios uruguayos: una aproximación mediante múltiples escalas (Tesis maestría). Universidad de la Republica. Montevideo, Uruguay.
- Kandratavicius, N., Muniz, P., Venturini, N., & Giménez, L. (2015). Meiobenthic communities in permanently open estuaries and open/closed coastal lagoons of Uruguay (Atlantic coast of South America). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 163, 44–53.
- Kandratavicius, N., De Ward, C. P., Venturini, N., Giménez, L., Rodríguez, M., & Muniz, P. (2018). Response of estuarine free-living nematode assemblages to organic enrichment: An experimental approach. *Marine Ecology Progress Series*, 602, 117-133.
- Kandratavicius, N. (2020). Ecología de Nematodos de vida libre de la Laguna de Rocha y su potencialidad como indicadores de enriquecimiento orgánico (Tesis doctorado). Universidad de la Republica. Montevideo, Uruguay.

- Kotwicki, L., Troch, M. D., Urban-Malinga, B., Gheskiere, T., & Węslawski, J. M. (2005). Horizontal and vertical distribution of meiofauna on sandy beaches of the North Sea (The Netherlands, Belgium, France). *Helgoland Marine Research*, 59(4), 255-264.
- Lacuesta, C., & Cristobal, M. (2013) Eficiencia de tres macrófitas en la remediación de las aguas del arroyo migueleto. *Feria nacional de clubes de ciencia*.
- Lampadariou, N., Austen, M., Robertson, N., & Vlachonis, G. (1997). Analysis of meiobenthic community structure in relation to pollution and disturbance in Iraklion harbour, Greece. *Vie et Milieu/Life & Environment*, 9-24.
- Lercari, D., Defeo, O., & Celentano, E. (2002). Consequences of a freshwater canal discharge on the benthic community and its habitat on an exposed sandy beach, *Marine Pollution Bulletin* 44, 1397–1404.
- Lercari, D., & Defeo, O. (2003). Variation of a sandy beach macrobenthic community along a human-induced environmental gradient. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 17-24.
- Lercari, D., & Defeo, O. (2006). Large-scale diversity and abundance trends in sandy beach macrofauna along full gradients of salinity and morphodynamics. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 68(1-2), 27-35.
- Lee, M. R., Correa, J. A., & Castilla, J. C. (2001). An assessment of the potential use of the nematode to copepod ratio in the monitoring of metals pollution. The Chanaral case. *Marine Pollution Bulletin*, 42(8), 696-701.
- Limongi, P., & Carranza, A. (2020). Benthic macrofauna as an indicator of Ecological Integrity at an ocean beach with touristic purpose; Playa El Rivero, Punta Del Diablo, Rocha, Uruguay. *Regional Studies in Marine Science*, 39, 101441.
- Lorenzen, S., Prein, M., & Valentin, C. (1987). Mass aggregations of the free-living marine nematode *Pontonema vulgare* (Oncholaimidae) in organically polluted fjords. *Marine Ecology Progress Series*, 27-34.
- Mazzola A, Mirto S, Danovaro R (1999) Initial fish farm impact on meiobenthos assemblages in coastal sediment soft the Western Mediterranean. *Marine Pollution Bulletin*. 38: 1126–1133.
- McLachlan, A. (1977). Composition, distribution, abundance and biomass of the macrofauna and meiofauna of four sandy beaches. *African Zoology*, 12(2), 279-306.
- McLachlan, A., & Turner, I. (1994). The interstitial environment of sandy beaches. *Marine Ecology*, 15(3-4), 177-212.
- McLachlan, A., & Brown, A. C. (2006). Chapter 1 introduction. Pp 1-3. Chapter 9 interstitial ecology. Pp 181-195. In: 2nd edition of *The ecology of sandy shores*. Elsevier. Pp 357
- McLachlan, A., & Defeo, O. (2018). Chapter 2 The physical environment. Pp 5-34; Chapter 15 H. Pp 375-418. In: 3rd edition of *The ecology of sandy shores*. Elsevier. Pp 560

- Méndez, S., & Anciaux, F. (1991). Efectos en las características del agua costera provocados por la descarga del Canal Andreoni en la playa de La Coronilla (Rocha, Uruguay). *Frente Marítimo*, 8, 101-107.
- Mirto, S., La Rosa, T., Gambi, C., Danovaro, R., & Mazzola, A. (2002). Nematode community response to fish-farm impact in the western Mediterranean. *Environmental Pollution*, 116(2), 203-214.
- Mirto, S., Gristina, M., Sinopoli, M., Maricchiolo, G., Genovese, L., Vizzini, S., & Mazzola, A. (2012). Meiofauna as an indicator for assessing the impact of fish farming at an exposed marine site. *Ecological Indicators*, 18, 468-476.
- Muniz, P., & Pires, A. M. S. (1999). Trophic structure of polychaetes in the São Sebastião Channel (southeastern Brazil). *Marine Biology*, 134(3), 517-528.
- Muniz, P., Venturini, N., Pires-Vanin, A. M., Tommasi, L. R., & Borja, Á. (2005). Testing the applicability of a Marine Biotic Index (AMBI) to assessing the ecological quality of soft-bottom benthic communities, in the South America Atlantic region. *Marine Pollution Bulletin*, 50(6), 624-63
- Muniz, P., Lana, P.C., Venturini, N., Elias, R., Vallarino, E., Bremec, C., Sandrini-Neto, L., Martins, C.C., (2013). Un manual de protocolos para evaluar la contaminación marina por efluentes domésticos. Udelar, Montevideo Pp. 129
- Munro, A. L. S., Wells, J. B. J., & McIntyre, A. D. (1978). Energy flow in the flora and meiofauna of sandy beaches. *Proceedings of the Royal Society of Edinburgh, Section B: Biological Sciences*, 76(4), 297-315.
- Murrell, M. C., & Fleeger, J. W. (1989). Meiofauna abundance on the Gulf of Mexico continental shelf affected by hypoxia. *Continental Shelf Research*, 9(12), 1049-1062.
- Moens T & Vincx M (2000) Temperature and salinity constraints on the life cycle of two brackishwater nematode species. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 243: 115-135.
- Moodley, L., Boschker, H. T. S., Middelburg, J. J., Pel, R., Herman, P. M. J., De Deckere, E. M. G. T., & Heip, C. H. R. (2000). Ecological significance of benthic foraminifera: ¹³C labelling experiments. *Marine Ecology Progress Series*, 202, 289-295.
- Moore, C. G. (1979). The distribution and ecology of psammolittoral meiofauna around the Isle of Man. *Cahiers de Biologie Marine*, 20(4), 383-415.
- Nybakken, J. (1996). *Marine Biology: An Ecological Approach*. Addison-Wesley.
- Neira, C., Sellanes, J., Levin, L. A., & Arntz, W. E. (2001). Meiofaunal distributions on the Peru margin:: relationship to oxygen and organic matter availability. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, 48(11), 2453-2472.
- Nicholas, W (2001). Seasonal variations in nematode assemblages on an Australian temperate ocean beach; the effect of heavy seas and unusually high tides. *Hydrobiologia*. 464:17-26.

- Nozais, C., Perissinotto, R. & Tita, G. (2005) Seasonal dynamics of meiofauna in a South African temporarily open/closed estuary (Mdloti Estuary, Indian Ocean). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 62, 325–338.
- Panario, D., Gutiérrez, O. (2005). La vegetación en la evolución de playas arenosas. El caso de la costa uruguaya. *Ecosistemas* 14(2), 150-161.
- Panario, D. (2000). Las playas uruguayas. Su dinámica, diagnóstico de situación actual y tendencias a mediano plazo. Pp 111-125. In: *Perfil ambiental del Uruguay*. Nordan comunidad. Pp 261.
- Pearson, T. H., & Rosenberg, R. (1978). Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment: Annual Review of Oceanography and Marine Biology, v. 16.
- Pérez, G. R. (1999). Los macroinvertebrados y su valor como indicadores de la calidad del agua. *Academia Colombiana de Ciencia*, 23(88), 375-387.
- Pérez-Castillo, A. G., & Rodríguez, A. (2008). Índice fisicoquímico de la calidad de agua para el manejo de lagunas tropicales de inundación. *Revista de Biología tropical*, 56(4), 1905-1918.
- Platt HM & Warwick RM (1983) Free living marine nematodes. Parte I British Enoplids. Published for The Linnean Society of London & The Estuarine & Brackish-Water Sciences Association. Cambridge University Press.
- Piccini, C., & García-Alonso, J. (2015). Bacterial diversity patterns of the intertidal biofilm in urban beaches of río de la plata. *Marine Pollution Bulletin*, 91(2), 476-482.
- Pinto, T. K. D. O., & Santos, P. J. P. D. (2006). Meiofauna community structure variability in a Brazilian tropical sandy beach. *Atlántica, Rio Grande*, 28(2): 117-127.
- Purschke, G. (2002). On the ground pattern of Annelida. *Organisms Diversity & Evolution*, 2(3), 181-196.
- Pusceddu, A., Frascchetti, S., Mirto, S., Holmer, M., & Danovaro, R. (2007). Effects of intensive mariculture on sediment biochemistry. *Ecological Applications*, 17(5), 1366-1378.
- Raffaelli, D. G., & Mason, C. F. (1981). Pollution monitoring with meiofauna, using the ratio of nematodes to copepods. *Marine pollution bulletin*, 12(5), 158-163.
- Richmond, C. E., Wetthey, D. S., & Woodin, S. A. (2007). Climate change and increased environmental variability: demographic responses in an estuarine harpacticoid copepod. *ecological modelling*, 209(2-4), 189-202.
- Rodríguez, J. G., Lastra, M., & López, J. (2003). Meiofauna distribution along a gradient of sandy beaches in northern Spain. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 58, 63-69.
- Reichert K, Buchholz F, Bartsch I, Kersten T & Nez L (2008) Scale-dependent patterns of variability in species assemblages of the rocky intertidal at Helgoland (German Bight, North Sea). *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*. 88: 1319-1329.

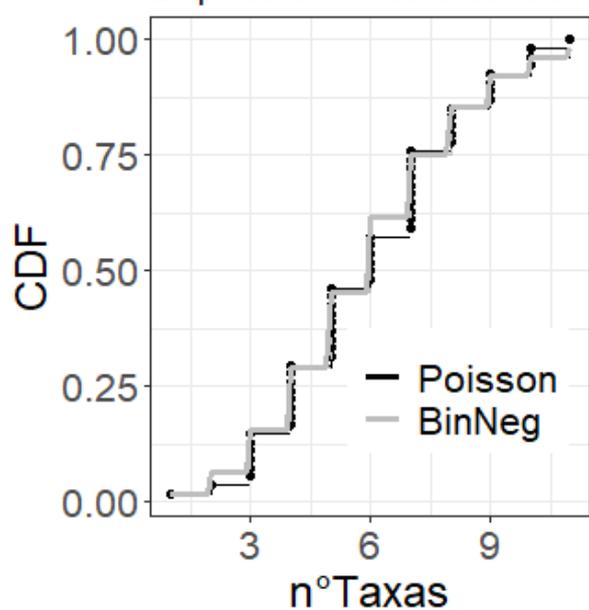
- Ruiz, F., González-Regalado, M. L., & Muñoz, J. M. (1997). Multivariate analysis applied to total and living fauna: seasonal ecology of recent benthic Ostracoda off the North Cádiz Gulf coast (southwestern Spain). *Marine Micropaleontology*, 31(3-4), 183-203.
- Sajan, S., Joydas, T. V., & Damodaran, R. (2010). Meiofauna of the western continental shelf of India, Arabian Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 86(4), 665-674.
- Sandulli, R., & De Nicola-Giudici, M. (1990). Pollution effects on the structure of meiofaunal communities in the Bay of Naples. *Marine Pollution Bulletin*, 21(3), 144-153.
- Sergeeva, N., & Zaika, V. (2013). The Black Sea meiobenthos in permanently hypoxic habitat. *Acta zoologica bulgarica*, 65(2), 139-150.
- Schmidt-Rhaesa, A., Lee, M., Scherf, M., Figueroa, T., Sellanes, J., & Cañete, J. I. (2019). First report of marine gastrotricha from Chilean beaches. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 47(4), 684-693.
- Sellanes, J., Neira, C., & Quiroga, E. (2003) Composition, structure and energy flux of the meiobenthos off central Chile, *Revista Chilena de Historia Natural* 76, 401-415.
- Silvestri Buratto, D. (2010). Padrão de distribuição da meiofauna e estrutura trófica dos gêneros de nematoda de praias arenosas do litoral centro – norte de Santa Catarina/ Brasil (Tesis de maestría). Universidade do vale do Itajaí. Santa Catarina, Brasil.
- Silva, V. M. A. P.; Grohmann, P. A. & Esteves, A. M. (1997). Aspectos gerais do estudo da meiofauna de praias arenosas. In: Absalão, R. S. & Esteves, A. M. (Eds). *Ecologia de praias arenosas do litoral brasileiro. Oecologia Brasiliensis*. 3: 67-92.
- Short, A.D., & Jackson D.W.T. (2013) Beach Morphodynamics. In: *Treatise on Geomorphology*. Pp. 109-118. Elsevier. Pp 129.
- Somerfield, P. J., Warwick, R. M., & Moens, T. (2013). Chapter 3 Meiofauna techniques. Pp 229-272. In: 4th edition of *Methods for the study of marine benthos*. Pp 494.
- Sauco, S., Eguren, G., Heinzen, H., & Defeo, O. (2010). Effects of herbicides and freshwater discharge on water chemistry, toxicity and benthos in a Uruguayan sandy beach. *Marine environmental research*, 70(3-4), 300-307.
- Suguio K. (1973) *Introdução à sedimentologia*. São Paulo, Edgard Blucher. Pp 317.
- Teske P & Wooldridge T (2001) A comparison of the macrobenthic faunas of permanently open and temporarily open/closed South African estuaries. *Hydrobiologia*. 464: 227-243.
- Thrush S, Hewitt J, Norkko A, Nicholls P, Funnell G & Ellis J (2003) Habitat change in estuaries: predicting broad-scale responses of intertidal macrofauna to sediment mud content. *Marine Ecology Progress Series*. 263: 101-112.
- Thrush SF, Hewitt JE, Herman PMJ & Ysebaert T (2005) Multi-scale analysis of species–environment relationships. *Marine Ecology Progress Series*. 302: 13–26.

- Vanaverbeke, J., Steyaert, M., Soetaert, K., Rousseau, V., Van Gansbeke, D., Parent, J. Y., & Vincx, M. (2004). Changes in structural and functional diversity of nematode communities during a spring phytoplankton bloom in the southern North Sea. *Journal of Sea Research*, 52(4), 281-292.
- Van Damme, D., Heip, C., & Willems, K. A. (1984). Influence of pollution on the harpacticoid copepods of two North Sea estuaries. *Hydrobiologia*, 112(2), 143-160.
- Vermeiren, P., Lercari, D., Munoz, C. C., Ikejima, K., Celentano, E., Jorge-Romero, G., & Defeo, O. (2021). Sediment grain size determines microplastic exposure landscapes for sandy beach macroinfauna. *Environmental Pollution*, 286, 117308.
- Veit-Köhler, G., Gerdes, D., Quiroga, E., Hebbeln, D., & Sellanes, J. (2009). Metazoan meiofauna within the oxygen-minimum zone off Chile: results of the 2001-PUCK expedition. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 56(16), 1105-1111.
- Venturini N (2007) Influência da quantidade da material orgânica sedimentary na estrutura e distribuição vertical e horizontal das comunidades bentônicas na plataforma de Sao Sebastião, São Paulo, Brasil. Tesis de doctorado. Universidad de São Pablo.
- Venturini, N., Pita, A. L., Brugnoli, E., García-Rodríguez, F., Burone, L., Kandratavicius, N., ... & Muniz, P. (2012). Benthic trophic status of sediments in a metropolitan area (Rio de la Plata estuary): Linkages with natural and human pressures. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 112, 139-152.
- Vopel, K., Dehmlow, J., Johansson, M., & Arlt, G. (1998). Effects of anoxia and sulphide on populations of *Cletocamptus confluens* (Copepoda, Harpacticoida). *Marine Ecology Progress Series*, 175, 121-128.
- Warwick RM, Platt HM, Clarke KR, Agard J & Gobin J (1990) Analysis of macrobenthic and meiobenthic community structure in relation to pollution and disturbance in Hamilton harbour, Bermuda. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 138: 119–142.
- Ysebaert T & Herman P (2002) Spatial and temporal variation in benthic macroinfauna and relationships with environmental variables in an estuarine intertidal soft sediment environment. *Marine Ecology Progress Series*. 244: 105-124.
- Yodnarasri, S., Montani, S., Tada, K., Shibanuma, S., & Yamada, T. (2008). Is there any seasonal variation in marine nematodes within the sediments of the intertidal zone?. *Marine pollution bulletin*, 57(1-5), 149-154.
- Zeppilli, D., Sarrazin, J., Leduc, D., Arbizu, P. M., Fontaneto, D., Fontanier, C., ... & Fernandes, D. (2015). Is the meiofauna a good indicator for climate change and anthropogenic impacts. *Marine Biodiversity*, 45(3), 505-535.

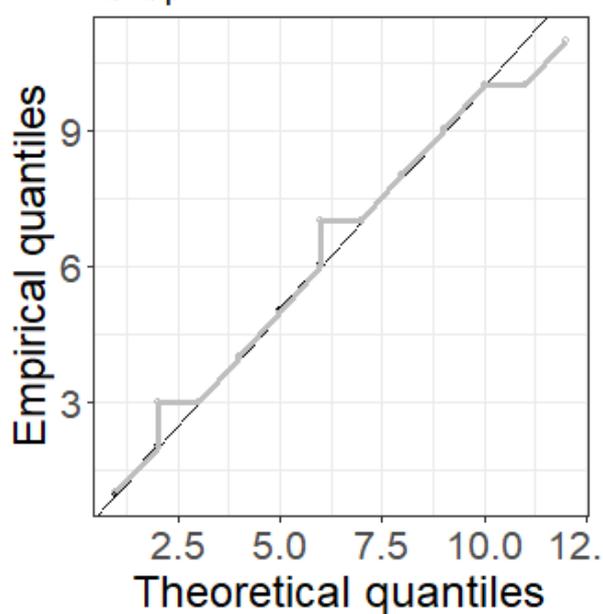
ANEXO

Anexo 1.

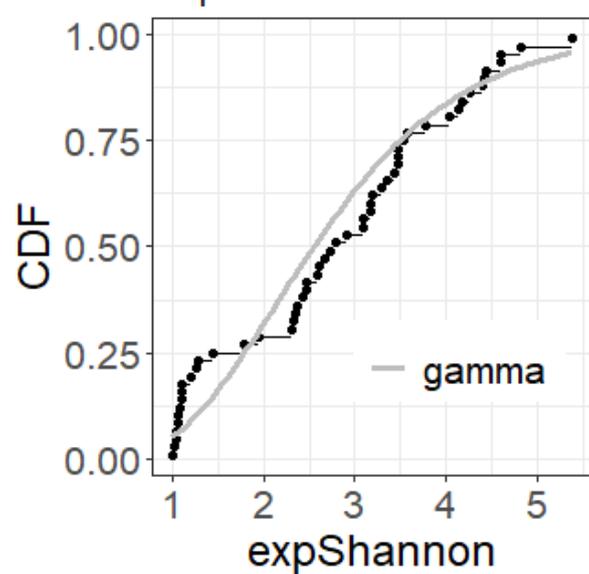
Empirical and theoretical CDFs



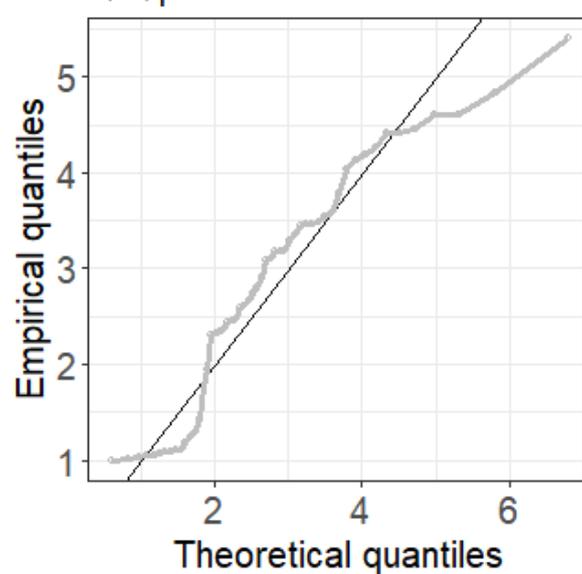
Q-Q plot



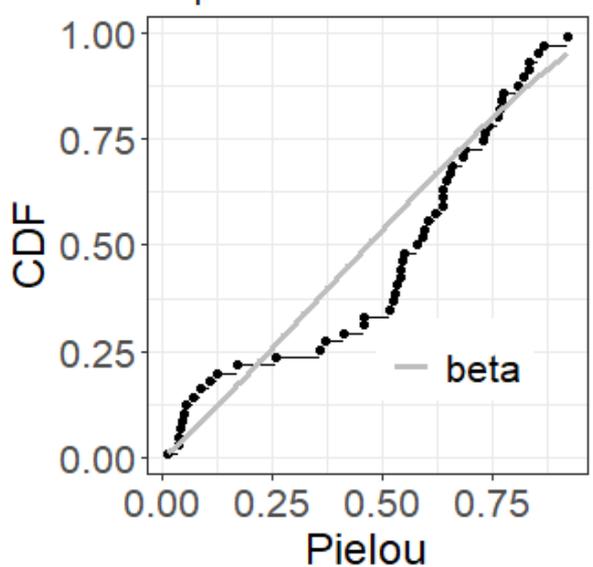
Empirical and theoretical CDFs



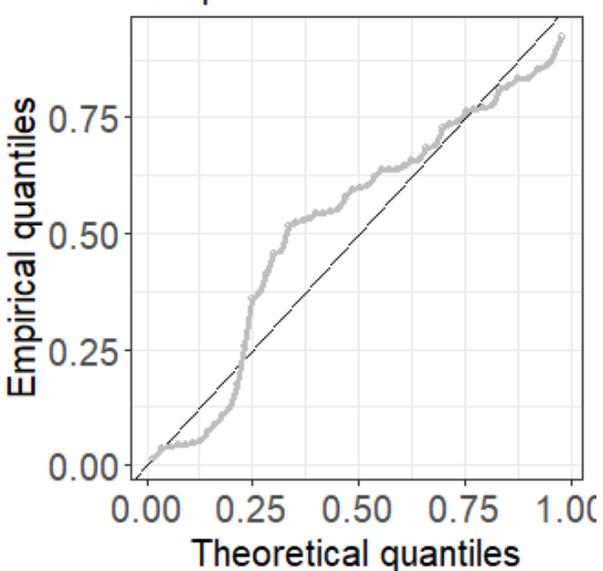
Q-Q plot

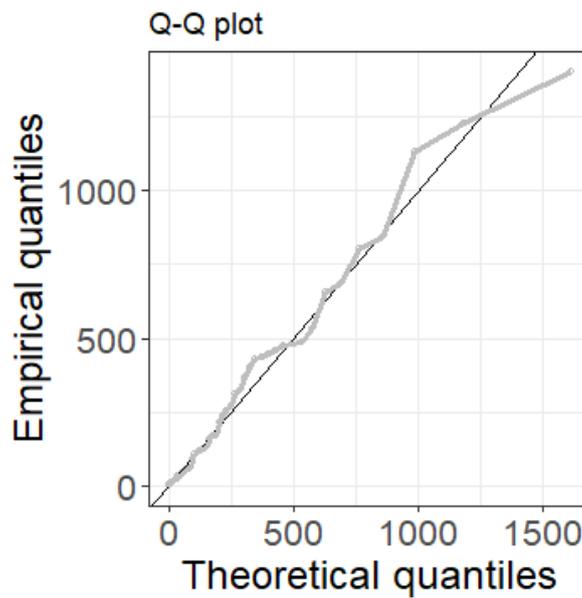
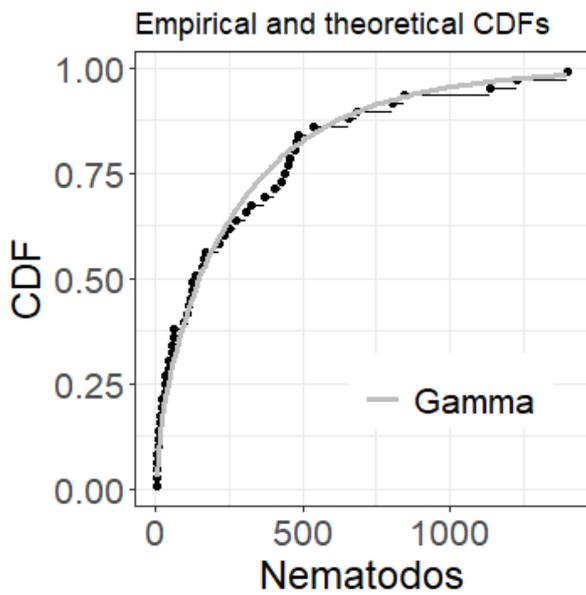
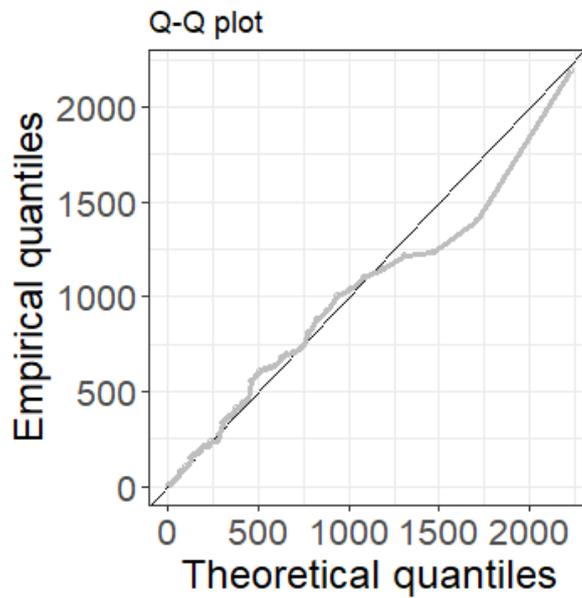
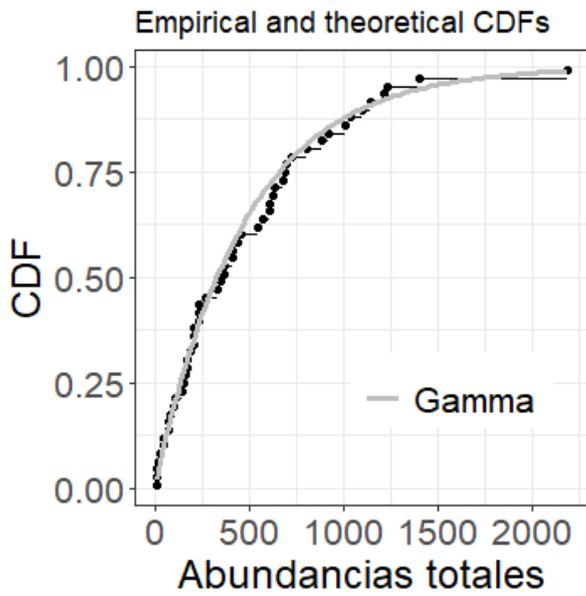


Empirical and theoretical CDFs



Q-Q plot





Anexo 1. Ajustes de las diferentes funciones de distribución de probabilidad acumulada para cada variable de respuesta (índices de biodiversidad). Se presenta las CDFs empíricas y teóricas, y los Q-Q plot.