



**Tesina de grado para la obtención del título de Licenciado en Ciencias
Biológicas,
Profundización Diversidad y Evolución**

La macrofauna bentónica como indicadora de integridad ecológica en una playa oceánica de uso turístico: Playa El Rivero, Punta del Diablo, Uruguay

Bach. Pablo Limongi Pérez

Orientador

Dr. Alvar Carranza

Laboratorios de ejecución: Centro Universitario Regional Este – CURE, Sede Maldonado, Universidad de la República; Área Biodiversidad y Conservación, Museo Nacional de Historia Natural, Montevideo, Uruguay

Tribunal: Dr. Diego Lercari, Dr. Alvaro Soutullo, Dr. Alvar Carranza.

Agradecimientos

Agradezco a mi tutor y amigo Alvar Carranza que me guió, enseñó y acompañó en este largo camino. También quiero agradecer muy especialmente a todas las personas que con mucho cariño dedicaron generosamente parte de su tiempo y energía en ayudarme en este proyecto, Susana De Deus, Emanuel Machín, Ximena Duarte, Alexis Rodriguez, Martin Robaina, Carolina Rodriguez, Mateo y Francisco Limongi, Javier García, Federico Weistein, Mariana Ruibal, Santiago Morales, Sofia O'neill y Diego Lercari.

CONTENIDO

| | |
|--|----|
| Resumen | 4 |
| Introducción..... | 6 |
| Los ambientes costeros..... | 6 |
| Problema de estudio..... | 7 |
| Macro fauna bentónica como bioindicador | 9 |
| Hipótesis..... | 14 |
| Predicciones | 14 |
| Materiales y métodos | 14 |
| Área de estudio | 14 |
| <i>Biológico</i> | 17 |
| <i>Físico-químico</i> | 18 |
| Análisis de integridad ecológica | 21 |
| Resultados | 22 |
| Análisis físico-químicos..... | 22 |
| <i>Residuos antrópicos</i> | 23 |
| Análisis biológicos | 24 |
| <i>Análisis Poblacional</i> | 24 |
| <i>Análisis Comunitarios</i> | 25 |
| <i>Buckland</i> | 25 |
| <i>AMBI</i> | 26 |
| Análisis de integridad ecológica | 26 |
| Discusión | 27 |
| Integridad Ecológica de la playa El Rivero | 27 |
| Parámetros físico-químicos y biológicos..... | 28 |
| Construcción del Índice <i>IE</i> | 31 |
| Estrésores identificados..... | 33 |
| Perspectivas..... | 36 |
| Tablas y Figuras | 38 |
| Bibliografía..... | 51 |
| Legislación..... | 65 |

Resumen

Las costas del departamento de Rocha presentan problemáticas ambientales como erosión en la zona litoral activa, inundación, degradación de bioasociaciones nativas y degradación de recursos hídricos y aguas costeras. En este contexto el conocimiento del “estado de salud” o *Integridad Ecológica (IE)* de un ecosistema, se ha vuelto una herramienta prioritaria para informar a los tomadores de decisiones sobre el estado actual de un ecosistema, así como para predecir comportamientos propios de un sistema complejo. Para la creación de un índice de *IE*, es necesario evaluar aspectos de composición, estructura y funcionalidad del ecosistema. En el presente trabajo se evaluó por primera vez en la playa El Rivero (Punta del Diablo, Rocha) la *IE* a nivel poblacional y comunitario de la macrofauna bentónica. Para tal fin se realizaron 4 muestreos estacionales sistemáticos, realizados entre abril/2014 y marzo/2015, donde se midieron variables físico-químicas y biológicas. Concretamente se midió, perfil granulométrico del arco de playa, concentración de amonio en aguas freáticas, y se recolectaron individuos del macrobentos a lo largo de todo el arco de playa. Con las muestras recolectadas se determinaron parámetros poblacionales y comunitarios, así como indicadores de calidad ambiental, como Buckland y AMBI, los que se integraron en un único índice general para todo el arco de playa. Los resultados obtenidos señalan un aumento del tamaño de grano hacia el extremo NE del arco de playa, así como valores de amonio por encima de los permitidos por DINAMA. Con respecto a los parámetros poblacionales y comunitarios, los mismos cambian hacia la zona de la playa con menor impacto antrópico evidente. La categorización obtenida mediante la confección de un índice de *IE* mostró un ambiente “moderadamente impactado”. Consecuentemente, los parámetros evaluados presentan tendencias opuestas a

lo que sugieren los supuestos teóricos sobre ecología de playas arenosas. Esto podría sugerir que los impactos observados en el arco de playa (presentes mayormente en el extremo más disipativo) ejerzan una mayor presión sobre el macrobentos que el que podría representar el propio gradiente morfodinámico. El uso explícito del concepto de *IE* es una herramienta conveniente en costo-beneficio, fácil de usar, flexible, sensible y replicable a la hora de evaluar impactos en sistemas con impactos crónicos.

Introducción

Los ambientes costeros

Desde el punto de vista del uso humano, la costa es un espacio de gran variabilidad, diversidad y funcionalidad, que ofrece un amplio rango de paisajes, usos y actividades. Los recursos costeros incluyen tanto elementos biofísicos, como bienes y servicios de interés (Guerra-Vargas, et al., 2015), y también poseen un valor intrínseco propio de su condición natural (Gudynas, 2011). Los ecosistemas marinos y costeros son integradores importantes de procesos naturales y antropogénicos, suministrando bienes y servicios, que soportan directa o indirectamente la existencia y el sustento humano, siendo hogar de aproximadamente el 75% de la población mundial (UNESCO, 2011). Esta presión antrópica afecta los ecosistemas costeros, a menudo convirtiéndolos en sumideros de materiales y sustancias de desecho, resultando en los ecosistemas más impactados a nivel global (GEO5, 2012).

El deterioro ambiental marino-costero es una problemática establecida y de creciente importancia a nivel mundial. Los ecosistemas acuáticos del Río de la Plata y Océano Atlántico, y los recursos, bienes y servicios que otorgan a la sociedad uruguaya, son afectados por diversas actividades antrópicas (Brazeiro, & Defeo, 2006). En este contexto, la biodiversidad marina se encuentra amenazada por una serie de alteraciones como vertido de residuos, invasión de especies exóticas, dragado, cambio climático global, erosión, contaminación, y sobreexplotación (Beatley, 1991), siendo estas tres últimas consideradas las principales alteraciones al ambiente marino en la costa uruguaya (Defeo & Álava, 1995). A pesar de no estar considerada entre las 3 principales alteraciones de nuestra costa, el vertido de residuos constituye una

problemática de gran relevancia en todo el mundo. Parte de esta problemática lo representan los microplásticos (piezas de plástico con un rango de tamaño entre 1 y 5 milímetros; Arthur, 2009; Ivar do Sul & Costa, 2014), los cuales se encuentran tanto en la columna de agua, como en las playas o asociado a la biota (Lozoya et al., 2015, 2016). El impacto generado por estas alteraciones antrópicas trasciende lo estético o visual, existiendo impactos sobre la biota en diferentes niveles de organización, desde el ecosistémico, comunitario (número de especies, diversidad ecológica), hasta el poblacional e individual (abundancia, crecimiento, fecundidad, reproducción, mortalidad; e.g. Lubchenco et al., 1995; Defeo & de Alava 1995; Defeo 1998; Bergamino et al., 2009; Bergamino et al., 2014).

Problema de estudio

Las costa de Rocha no es ajena a la problemática ambiental arriba mencionada. De hecho, esta sobrelleva desde inicios del siglo XX diversos procesos que culminan actualmente en determinados impactos ambientales negativos. Estos impactos pueden resumirse como: 1) erosión en la Zona Litoral Activa, 2) inundación, 3) degradación de bio-asociaciones nativas y 4) degradación de recursos hídricos y aguas costeras, asociados a dos grandes componentes causales: los cultivos forestales y el proceso de urbanización (de Alava, 2006).

Punta del Diablo, uno de los principales atractivos turísticos de la costa de Rocha, también presenta impactos negativos evidentes en sus playas. Una de las principales playas del balneario, Playa El Rivero, evidencia diversos impactos antrópicos como afloramiento de la napa freática, erosión, presencia de

escombros, pérdida del cordón dunar en gran parte de la playa, y presencia masiva de turistas en alta temporada (Gómez Pivel 2006; Limongi, obs per.). Dichos impactos observables se evidencian mayormente desde la mitad del arco de playa hacia el extremo SW de la misma, siendo menos evidentes hacia el extremo NE de la playa. Sin embargo, al presente no existen análisis de los impactos ecológicos de dichas perturbaciones.

Integridad Ecológica

En este sentido, el concepto de Integridad Ecológica (en adelante *IE*) de los ecosistemas refiere a la capacidad de un lugar de sostener y mantener una biota en condiciones tales que le permite funcionar como un sistema balanceado, integrado y adaptativo, y que mantiene la gama de elementos (genes, especies y ensambles) y procesos (mutación, demografía, interacciones bióticas, dinámica de nutrientes y energía y procesos meta-poblacionales) que se espera encontrar en un área con mínima influencia de las actividades humanas actuales (Karr, 1999, Parish et al., 2003). Esta aproximación ha tomado gran relevancia a nivel mundial, (e.g. NRC, 2000) y ha sido utilizada también a nivel nacional (Soutullo et al., 2013). El conocimiento del “estado de salud” o *IE* de un ecosistema se ha vuelto una herramienta prioritaria para informar a los tomadores de decisiones sobre el estado actual de un ecosistema (Di Batista et al., 2016; O’Brien et al., 2016), así como para predecir comportamientos propios de un sistema complejo (Thompson et al., 2012), como podría ser una “alarma temprana” con respecto a determinadas condiciones ecológicas del ecosistema en estudio (Corsi et al., 2003).

El concepto de *IE* es una manera de medir la composición, estructura y funcionalidad de los sistemas naturales en relación con ambientes prístinos y/o con rangos de variación históricos (Parrish et al., 2003; Tierney et al., 2009). En tal sentido la *IE* permite evaluar el efecto de perturbaciones causadas tanto por agentes naturales como antrópicos (Tierney et al., 2009). Permite también medir el estatus de la biodiversidad, detectar cambios ecológicos, determinar la respuesta a medidas aplicadas para la conservación y/o mitigación de impactos, contribuir a la planificación del uso del suelo, así como priorizar áreas para la conservación (Parrish et al., 2003; Unnasch et al., 2009; Vickerman & Kagan, 2014; Faber-Langendon, 2016).

Para la construcción de un índice de *IE*, deben considerarse los procesos dominantes que operen a escalas definibles en tiempo y espacio, seleccionándose los indicadores apropiados de acuerdo a la historia natural del lugar. Adicionalmente, el índice debe ser capaz de incorporar nuevos parámetros y ser fácil de medir, pero también considerar aspectos de composición, estructura y/o funcionalidad del ecosistema (Andreasen et al., 2001). Para tal fin, grupos taxonómicos o funcionales, comunidades, y/o especies clave son utilizados usualmente como proxy para evaluar el estado de salud de un ecosistema (O'Brien et al., 2016; Unnasche et al., 2009).

Macro fauna bentónica como bioindicador

La macrofauna bentónica (> 500 μm) está constituida por diversos grupos taxonómicos como poliquetos, crustáceos, moluscos y equinodermos. (Brown & McLachlan, 2006; Defeo, 2009, Perales, 2013), los cuales se encuentran representados por relativamente pocas especies con un alto grado de

especialización (Defeo & McLachlan, 2005; Defeo et al., 2009). Esta fauna posee características que la vuelven una herramienta muy útil para evaluar la condición ecológica de los ambientes marinos (Borja et al., 2000). Su escasa movilidad, especialmente en estadios adultos de especies infaunales o epibénticas, permite su estudio en el campo de manera accesible y con pocos recursos. Además, responden al estrés de forma inequívoca y previsible, y sus asociaciones presentan en general un número de especies lo suficientemente alto para permitir análisis a nivel comunitario (Dale & Beyeler, 2001). Finalmente, debido a su escasa movilidad, estas comunidades reflejan la historia reciente de disturbios que pueden no ser detectadas en otras comunidades con mayor movilidad (Muníz, et al., 2013). Gracias a sus ventajas como indicadores de condición ecológica, existen una gran variedad de índices que intentan evaluar y categorizar el estado de los hábitat marinos (Diaz et al., 2004; Borja & Muxika, 2005).

En particular, la composición, estructura y función de la comunidad macrobentónica de playas arenosas expuestas, está determinada principalmente por las condiciones físicas (y químicas) de la playa, como tamaño de grano, pendiente de la playa, altura y período de la ola (McLachlan et al., 1993; Defeo, 1996; Defeo et al., 2001; McLachlan & Brown, 2006). Por lo tanto, es importante considerar esta variabilidad natural a la hora de evaluar la *IE* en estos ambientes.

Las playas arenosas oscilan en un gradiente morfodinámico, el cual va de playas reflectivas a disipativas. Las playas reflectivas, son playas angostas, con grano grueso, pendiente pronunciada, sin bancos de arena y olas colapsando sobre el

frente de playa. Las playas disipativas son generalmente más anchas, de grano fino, pendiente poco pronunciada, con uno o más bancos de arena y una amplia zona de rompiente (Wright & Short 1984; Defeo et al., 2001). Las playas con características reflectivas representan ambientes más hostiles para la fauna asociada al sedimento, donde la zona de swash es de mayor severidad. Así se constata una disminución en la riqueza de especies, biomasa y abundancia de especies desde playas disipativas hacia playas reflectivas (Hipótesis de exclusión del swash, SEH por su sigla en inglés; Mc Ardle & McLachlan, 1991; 1992; Defeo, et al., 1992, 2003; McLachlan & Jaramillo, 1995).

Para las especies que habitan playas reflectivas, donde existe gran severidad de la zona de swash, se observa una disminución en los valores de los índices poblacionales como abundancia; y de historia de vida como fecundidad y crecimiento (Hipótesis de Severidad de Hábitat, HHH por sus siglas en inglés, Defeo et al., 2003). Por otra parte, la presencia de macrofauna bentónica en playas reflectivas podría estar asociado a el transporte por la deriva litoral desde playas disipativas, con mayores índices de abundancia, diversidad y reproducción (playas “fuente”) hacia playas reflectivas (playas “sumidero”), generando una estructura metacomunitaria (Hipótesis Fuente–Sumidero, Caddy & Defeo, 2003).

Las variables químicas también tienen gran influencia sobre los procesos fisiológicos, distribución espacial, y riqueza de especies de los organismos marinos a escala regional. En tal sentido, el número de especies disminuye desde la costa Atlántica hacia el Río de La Plata, a lo largo de un gradiente de salinidad (Lercari & Defeo, 2006). A escala local, las descargas de agua dulce

producen variaciones en parámetros físico-químicos (e.g.: salinidad) y modificaciones sedimentológicas, las cuales tienen efectos negativos a nivel comunitario (número de especies y diversidad, abundancia y biomasa), así como en el crecimiento, fecundidad, reproducción, y sobrevivencia de la macrofauna bentónica (Defeo & de Álava, 1995; Defeo, 1998; Lercari & Defeo, 2006; Bergamino et al., 2009). La presión antrópica también puede afectar la macrofauna bentónica de playas arenosas, modificando la calidad del ambiente o afectando directamente a las poblaciones de organismos que habitan la costa, generándose menor estabilidad en las comunidades bentónicas, observándose disminuciones en la abundancia, diversidad y biomasa en playas con distintos tipo de impactos antrópicos (Pearson & Rosenberg, 1978; Brazeiro, 1999; Lercari & Defeo, 2003; Defeo et al., 2006).

Sin embargo, y si bien existen diversos estudios de identificación o evaluación de impactos ambientales en ambientes costeros, los mismos se encuentran restringidos al departamento de Rocha, y en particular al cinturón costero comprendido entre la Coronilla y Barra del Chuy (de Alava, 1991; Defeo et al., 1992; Braziero & Defeo, 1999; Lercari et al., 2002; Bergamino et al., 2009). En este contexto, en el presente estudio se utilizó la macrofauna bentónica de playas arenosas como proxy para evaluar la *IE* de la playa El Rivero. Si bien no se cuenta con rangos de referencia históricos para este arco de playa, este grupo taxonómico está particularmente bien estudiado para nuestro país, existiendo abundante literatura científica específica para playas arenosas oceánicas (Defeo et al., 1992; 1995; 2001; Gómez & Defeo, 1999; Yannicelli et al., 2001; Lercari et al., 2006; 2010; Barboza et al., 2012). Se destacan para la macrofauna bentónica estudios poblacionales, de historia de vida y de impactos antrópicos en especies

como *Emerita brasiliensis* (Defeo et al., 2001; Celentano & Defeo, 2006; Celentano et al., 2010), *Excirolana brasiliensis* (Defeo & Martinez, 2003; Defeo & Gomez, 2005), *Excirolana armata* (Lozoya & Defeo, 2006; Lozoya et al., 2010) y *Donax hanleyanus* (Defeo & de Álava, 1995). Esto permite aproximarnos a la evaluación de la *IE* de la playa El Rivero contrastando lo observado en el arco de playa con lo esperado de acuerdo a modelos teóricos, tanto a nivel poblacional como comunitario.

Objetivo General

Evaluar la Integridad Ecológica de la Playa El Rivero, integrando diversos parámetros biológicos y ambientales de la zona intermareal.

Objetivos específicos

a) Caracterizar abióticamente la playa. Evaluar la presencia/ausencia de objetos de origen antrópico (e.g. residuos plásticos, escombros), cuantificar concentraciones de amonio en cañadas y aguas freáticas aflorantes y caracterizar la granulometría de la playa.

b) Clasificar y cuantificar las especies de macrofauna bentónica; determinando la densidad poblacional y la riqueza comunitaria. Analizar su variabilidad espacial, contrastándola con lo esperado de acuerdo a modelos teóricos sobre ecología de playas arenosas. Evaluar la correlación entre dichas variables y los factores ambientales caracterizados en a)

Hipótesis

Las poblaciones de organismos bentónicos y la comunidad ecológica que éstas conforman han sido afectados por la actividad humana, provocando cambios en la distribución espacial de la abundancia de los organismos y la riqueza de especies, por lo tanto afectando la *IE* del sistema.

Predicciones

1) La abundancia de especies y por lo tanto la estructura de la comunidad macrobentónica cambiará a lo largo del eje longitudinal de la playa, esperándose que:

a) la abundancia de especies se incrementará al alejarnos de la zona con mayor impacto evidente.

b) la comunidad bentónica cambiará al alejarnos de la zona con mayor impacto evidente, incrementándose su riqueza y diversidad.

2) La *Integridad Ecológica* del arco de playa presentará valores sub óptimos, ya que existirán efectos negativos atribuibles a los impactos antrópicos en al menos algunas de las variables biológicas o índices analizados.

Materiales y métodos

Área de estudio

El estudio se llevó a cabo en una de las playas del balneario Punta del Diablo, la playa El Rivero (34° 2'29.35"S, 53°32'21.14"W). La playa El Rivero, al igual que el resto de la costa oceánica uruguaya, es un ambiente considerado micromareal (amplitud de marea <2m). Los ambientes micromareales son controlados por la acción del viento y las olas (Panario & Gutierrez, 2006). La granulometría de

este tipo de playas depende del ángulo de incidencia del swell (trenes de olas que arriban a la costa), de la disponibilidad de un tipo de sustrato dado, así como de los agentes hidrodinámicos que seleccionan dicho sustrato (Short, 1999). En la costa oceánica uruguaya, al este de Cabo Polonio y a nivel de arcos de playa individuales, se observa una transición de régimen disipativo a reflectivo en sentido NE, determinado por la deriva litoral (Panario & Gutierrez, 2006). En este sentido, la Playa El Rivero presenta características disipativas a intermedias (dada su orientación ESE), en la cual podría esperarse una evolución de sus características morfodinámicas hacia estas últimas, en el sentido de la deriva litoral, NE, de acuerdo a Panario & Gutiérrez, 2006. El arco de playa tiene una longitud aproximada de 600 m., siendo uno de los principales atractivos del balneario, recibiendo diariamente miles de personas en los meses que van de diciembre a marzo.

Diseño de muestreo

Para la estimación de un índice de *IE* es necesario considerar más de un nivel de biodiversidad (Soutullo et al., 2015), por lo cual en el presente trabajo se evaluaron 2 de los 3 niveles sugeridos (Tierney et al., 2009; Andreassen et al., 2011; Faber-Langendoen et al., 2012), i.e. composición y estructura del macrobentos, tanto a nivel poblacional como comunitario. Adicionalmente se evaluaron indicadores del ambiente como Buckland y AMBI. La información de base se adquirió a través de 4 muestreos estacionales realizados entre abril/2014 y marzo/2015, de acuerdo a un diseño estándar para playas arenosas (e.g. Defeo et al., 1998), dirigidos a la macrofauna bentónica, complementado con muestras de variables físico-químicas del ambiente.

Físico-químico

En cada muestreo se registró el ancho de playa desde la zona de swash (zona en la que, tras la rotura de la ola, la lámina de agua llega a la línea de costa y asciende por la pendiente de playa y posteriormente desciende) hasta el pie de duna. Adicionalmente se realizó un análisis granulométrico en cada muestreo. Se tomaron muestras de sedimento en el supralitoral (berma), en cada uno de los 5 transectos (ver muestreo biológico), colectándose un total de 20 muestras. Las muestras fueron secadas en una estufa a 100°C durante 24 horas. Se procesó un mínimo de 30 gramos por muestra utilizando un Rot-up (juego de tamices de diferente tamaño de malla), con el fin de determinar el porcentaje en peso (gramos) de cada fracción de tamaño de grano. Las fracciones de arena del sedimento se clasificaron utilizando la escala Udden-Wentworth (Wentworth, 1922) como arena muy fina (<0,125 mm), fina (0,125 mm), media (0,250 mm), gruesa (0,5 mm) y muy gruesa (1,0 mm). No se calculó el tamaño medio de grano y las otras variables granulométricas básicas como pendiente y altura de ola.

Se registró presencia/ausencia de material de origen antrópico, como residuos plásticos (micro y meso plástico), pedregullo/balastro y otros restos de material de construcción, que quedaron dentro del tamiz de 3 mm.

En la zona de la playa que presenta cañadas y afloramiento de napa freática se tomaron muestras de agua con el fin de cuantificar la concentración de amonio, indicador del enriquecimiento de aguas subterráneas por aguas residuales domésticas.

Biológico

Durante 2014-2015 se realizaron 4 muestreos estacionales de acuerdo a un diseño estándar para playas arenosas (e.g. Defeo et al., 1998). Para tal fin se dividió la playa longitudinalmente en 5 transectos transversales desde el pie de duna hasta la zona de swash (Figura 1). En cada transecto se establecieron estaciones de muestreo cada 4 mts. La unidad de muestreo (UM) utilizada fue un corer de 25 cms. de diámetro, el cual se enterró 20 cm. en la arena. El sedimento obtenido fue tamizado a través de una malla de 3 mm de diámetro, reteniéndose los organismos presentes. Cada UM se aplicó 4 veces por estación, analizando un área total por estación de 0,04 m². Los individuos colectados fueron clasificados en el laboratorio, al nivel taxonómico más bajo posible. Los organismos fueron depositados en la colección biológica del CURE-Sede Maldonado.

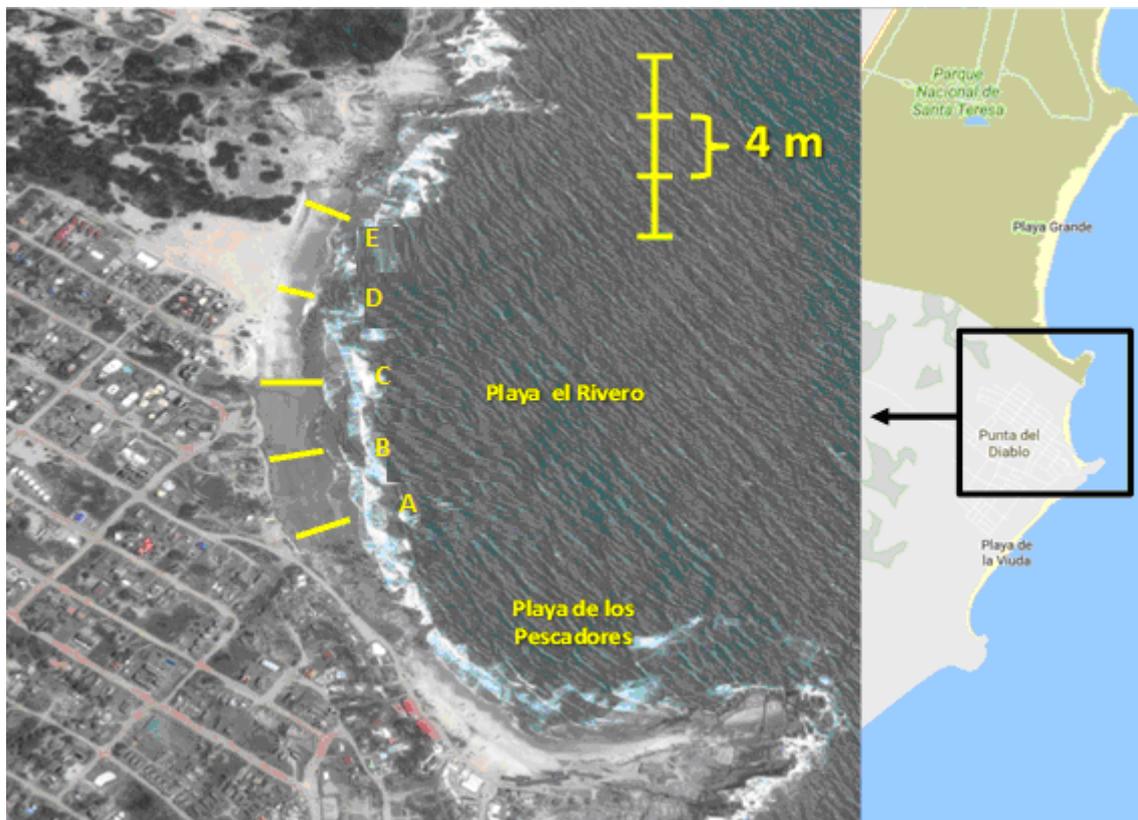


Fig.1: Esquema del diseño de muestreo según Defeo et al., 1998. Se dividió la playa longitudinalmente en 5 transectos transversales desde el pie de duna hasta la zona de swash.

Análisis de datos

Físico-químico

La arena obtenida en los tamices de diferente tamaño fue pesada y la información procesada mediante el programa estadístico Gradistat v 7.0, con el fin de analizar la granulometría de la muestra. Los resultados se graficaron en el programa Statistica 7.0, para observar la distribución de los distintos tamaño de grano a lo largo de la playa. Para analizar el efecto del factor transecto (cambios longitudinales) en las variables granulométricas se empleó un análisis de varianza (ANOVA) de una vía. Para detectar diferencias significativas entre comparaciones múltiples se realizaron los análisis Post Hoc- LSD (Least significant difference) de Fisher.

Los residuos antrópicos recolectados se dividieron en 2 categorías, A) residuos plásticos, principalmente meso y microplástico, y B) escombros, pedregullo y balastro. Se registró presencia/ausencia de los mismos para cada estación.

Las concentraciones de amonio se determinaron según método colorimétrico, siguiendo procedimiento establecido por DINAMA para control de aguas (DINAMA, 1996). Las muestras tomadas fueron congeladas y posteriormente llevadas al laboratorio. El resultado final obtenido consiste en una curva de calibración indicando las distintas concentraciones de amonio (mg N/l).

Biológico

En el laboratorio se cuantificaron y clasificaron taxonómicamente los individuos recolectados. Se diseñó una matriz en Microsoft Excel con los datos obtenidos, incluyendo abundancias por especie en cada transecto, estación de muestreo y época del año. Con esta información se calcularon parámetros poblacionales (Abundancia media de las distintas especies) y comunitarios. Los parámetros comunitarios estimados fueron los siguientes: Riqueza de Margalef: $R = S - 1/\ln(n)$, siendo S el número total de especies, n el número total de individuos observados; la abundancia total de individuos (n); el Índice de diversidad de Shannon (Shannon & Weaver, 1949): $H' = -\sum p_i \ln(p_i)$, donde p_i es la proporción de organismos observados de la especie. El Índice de diversidad de Simpson (Simpson, 1949): $D_{si} = \sum s_i = 1/p_i^2$; el Índice de Equitatividad (Pielou, 1975): $J' = H'/\log_2 S$ y por último el índice de Chao: $Ch = S + L_2/2M$, donde L es igual al número de especies que ocurren solamente en una muestra (especies “únicas”), M representa el número de especies que ocurren en exactamente dos muestras (Chao & Shen, 2003)).

Para analizar el efecto del factor transecto (predicciones 1.a y 1.b) en las variables poblacionales y comunitarias se empleó un análisis de varianza (ANOVA) de una vía, considerando todas las muestras obtenidas. Para detectar diferencias significativas entre comparaciones múltiples se realizaron los análisis Post Hoc- LSD (Least significant difference) de Fisher. Para ello se utilizó el software estadístico PAST y Statistica 7.0.

Adicionalmente, se calcularon los índices AMBI y Buckland. El primero es un índice ampliamente utilizado para la evaluación de impactos en macrofauna bentónica. AMBI propone un sistema de clasificación en 5 grupos ecológicos

para más de 6000 especies macrobentónicas y propone una categorización del estado de playa de 0 a 7, donde 0 indica ausencia de perturbación y 7 extremadamente perturbado (Borja & Muxika, 2005). Debido a que AMBI fue desarrollado en Europa por Borja et al. (2000), la mayoría de las especies allí asignadas pertenecen a esa región, salvo algunas especies introducidas en la lista, gracias a trabajos realizados en Uruguay y Brasil (Muniz et al., 2005). Por tal motivo no todas las especies muestreadas en el presente trabajo se encuentran en la lista del programa AMBI- AZTI, por lo que fueron establecidas como especies o géneros cercanos, dentro de la lista de AMBI, asignados por expertos (Tabla 1). Se utilizó este índice de 2 maneras diferentes: AMBI 1 presenta un valor por transecto, de forma de brindar una visión integrada de la comunidad, e incluye información de todos los muestreos. AMBI 2 presenta la información desagregada por muestreo, permitiendo analizar el estado de la playa en momentos particulares. Se considera que AMBI 1 es más conservador a la hora de la clasificación ambiental, mientras que AMBI 2 permite analizar simultáneamente un mayor número de “muestras” y por lo tanto la detección de momentos en los que la playa presentaba desequilibrios comunitarios más agudos. Si bien AMBI 2 permite un análisis del estado de la playa en momentos particulares, el mismo no será evaluado en el presente trabajo de manera individual, sino integrado dentro del índice de *IE*.

Por su parte el índice de Buckland toma en cuenta las especies bentónicas esperadas y las observadas, de acuerdo a la clasificación morfodinámica de cada playa. Se calcula como $1/S \times \sum (O_i/R_i) \times 100$ donde S es el número de especies, O es la tasa de ocurrencia observada para la especie i (nº de parches o

localidades en las que aparece en el área) y R es la tasa de ocurrencia de referencia (esperada) para la especie i . Para determinar la tasa de ocurrencia esperada se siguió a Defeo, et al. (1992), el cual realizó muestreos de macrofauna bentónica en 5 playas arenosas oceánicas de la costa uruguaya, entre las que se encuentra una playa de Punta del Diablo. De tal manera que las especies registradas en una sola playa, presentarán una frecuencia de ocurrencia de 0,2, mientras que aquellas detectadas en todas las playas presentarán una frecuencia de ocurrencia de 1. Las tasas de ocurrencia observadas derivaron de la presencia de cada especie en cada uno de los muestreos realizados en el presente trabajo. Así, especies que fueron detectadas en un solo muestreo presentarán una ocurrencia de 0,25, mientras que aquellas detectadas en todos los muestreos presentarán una frecuencia de ocurrencia de 1.

Análisis de integridad ecológica

Con los resultados de los análisis arriba mencionados, se caracterizó la integridad ecológica (*IE*) de la playa. Para tal fin, siguiendo a Soutullo (2013): 1) se utilizaron una serie de indicadores a nivel poblacional y comunitario (Abundancia, Riqueza, Índice de diversidad de Shannon, Índice de diversidad de Simpson, Equitatividad, Chao), que describen aspectos de composición y estructura que caractericen la macrofauna bentónica del arco de playa; 2) Cuando fue necesario, se establecieron criterios para determinar cuáles de estos indicadores indican una condición aceptable (i.e. ausencia de impacto o impacto poco significativo). Así, cada indicador puede tomar un valor entre 0, indicando una condición no aceptable y 1 (sugiriendo ausencia de impacto o ausencia de evidencia de impacto). Los criterios incluyen la comparación de lo observado

con estados de referencia, en este caso contrastando la distribución espacial observada de una población o variable con lo esperado de acuerdo a modelos teóricos o empíricos. La evidencia de impacto se basa en la detección de diferencias significativas entre los transectos más y menos impactados. En el caso de indicadores ambientales (Buckland y AMBI) se utilizó el valor de cada uno, estandarizados entre 0 y 1. Finalmente, 3) se evaluó la integridad ecológica a nivel poblacional y comunitario como el porcentaje de indicadores considerados aceptables.

Resultados

Análisis físico-químicos

En promedio, el ancho de playa varió entre 37 m (Transecto E) y 48 m (Transecto B). La playa estuvo dominada por arena fina (0,125mm; 65,5 % en peso), seguido por arena media (0,250mm; 28,4%) y arena gruesa (0,5 mm; 4,1 %). La fracción muy gruesa (1mm) al igual que la muy fina (<0,125mm) presenta una abundancia muy baja (0,3% y 0,9 % respectivamente, Figura 2).

Si bien existe una predominancia de arena fina en todo el arco de playa, su abundancia relativa disminuye hacia el transecto E (Cerro del Rivero, NE). Por su parte, las arenas media y gruesa aumentan en el mismo sentido, alcanzando en el mismo una proporción de 38% y 5% respectivamente. Las arenas muy finas y muy gruesas presentan proporciones insignificantes tanto por transecto como para todo el arco de playa. Tanto para las arenas medias ($F_{(4, 15)}=2,4416$, $p=,09207$; Fisher LSD $p<0,05$), como finas ($F_{(4, 15)}=2,1935$, $p=,11914$; Fisher LSD $p<0,05$), se encontraron diferencias significativas entre el transecto A y los

transectos D y E (Fig. 2), apoyando la idea de la existencia de un gradiente morfodinámico con características más reflectivas hacia el NE del arco de playa.

Residuos antrópicos

Los residuos antrópicos se registraron mayormente en los transectos A, B y C, principalmente en la zona supralitoral. Se encontraron básicamente 2 tipos de residuos: a) plásticos y b) escombros, incluyendo pedregullo y balastro. Los residuos plásticos se registraron en 9 estaciones de muestreo. Los meso y microplásticos registrados se encontraron desde la estación 5 (aproximadamente en zona de berma) hasta el pie de duna (estación 1), es decir en la zona supralitoral. No se registraron piezas de microplásticos para el intermareal.

Concentración de amonio

La mayor parte de los valores obtenidos a partir del análisis colorimétrico indican concentraciones de mg N/L por encima de los valores permitidos según decreto 253/79-Clase 2b: Aguas destinadas a recreación por contacto directo con el cuerpo humano. Cabe resaltar que la muestra tomada en Abril en el transecto A, la concentración fue 5 veces mayor al máximo permitido según el decreto. Solamente la muestra tomada de la cañada en el muestreo de invierno se encuentra por debajo de los valores máximos permitidos (Tabla 2).

Análisis biológicos

El total de taxa observados para la playa fue de 13, incluyendo organismos bentónicos y artrópodos terrestres o semi-terrestres. De ellos, 2 pertenecen al Phylum Arthropoda, Clase Insecta, 3 al Phylum Arthropoda, SubPhylum Crustacea, Clase Malacostraca, 3 al Phylum Annelida, Clase Polychaeta, 2 al Phylum Mollusca, Clase Gastropoda, 1 al Phylum Arthropoda, Clase Chilopoda y 1 al Phylum Mollusca, Clase Bivalva. La especie más abundante fue el crustáceo *Emerita brasiliensis* (544 individuos), seguida en orden decreciente por otro crustáceo, *Excirolana brasiliensis* (171 ind.). Adicionalmente, se colectaron larvas de Diptera indet. (119 ind.), el bivalvo *Donax hanleyanus* (40 ind.), *Excirolana armata* (20 ind.), el poliqueto *Hemipodus simplex* (8 ind.), *Olivancillaria auricularia* (5 ind.), *Phoxocephalopsis zimmeri* (5 ind.), Coleoptera indet. (4 ind.) y el poliqueto *Sigalion cirriferum* (2 ind.). Las especies *Euzonus furciferus*, *Buccinanops duartei* y un Chilopoda no determinado estuvieron representadas por un solo individuo (Figura 3).

Análisis Poblacional

En términos de abundancia (ind/m²), todas las especies analizadas (*D. hanleyanus*, *E. brasiliensis*, *E. armata*, *H. simplex*, *P. zimmeri*, *E. brasiliensis*, *E. furciferus* y *S. cirriferum*) presentaron una tendencia de aumento hacia mitad del arco de playa y/o hacia el transecto E (Cerro El Rivero). La excepción fueron las larvas de Diptera (indet.) las cuales se encontraron únicamente en los transectos A y B (extremo más disipativo). No existieron diferencias significativas según ANOVA ($p > 0,05$). Sin embargo, a través del análisis post-hoc (Fisher LSD, $p < 0,05$) se evidenciaron diferencias entre determinados

transectos para *E. brasiliensis*, *E. braziliensis* y *P. zimmeri* y larvas de Diptera (indet.) (Tabla 5, Figura 4).

Análisis Comunitarios

La riqueza de especies, índices de Shannon-Wiener, Simpson, Equitatividad y Chao alcanzaron valores mínimos hacia el transecto B, mientras que sus valores máximos se registraron en el Transecto C. A pesar de esta marcada tendencia entre el transecto B y C, únicamente el índice de Shannon presentó diferencias significativas entre ambos transectos (Fisher LSD, $p < 0,05$) (Tabla 5, Figura 5).

Con respecto al número total de individuos, el mismo presentó un aumento hacia el transecto E (Cerro del Rivero – extremo más reflectivo). Los análisis Post Hoc- LSD no indicaron diferencias significativas para este último (Tabla 5, Figura 5).

Indicadores ambientales

Buckland

El valor del índice de Buckland obtenido para la playa El Rivero fue de 0,85. Siendo las frecuencias observadas las recolectadas durante los muestreos realizados en el presente estudio, mientras que las esperadas fueron en base a muestreos realizados por Defeo, et al. (1992).

$$1/S \times \sum (O_i/R_i) \times 100 = 0,85$$

AMBI

Los resultados del AMBI para los 5 transectos del arco de playa, sin tener en cuenta el factor tiempo, indican una riqueza promedio para el transecto A de 7, mientras que para el resto de los transectos fueron de 13. La diversidad calculada es de 1,98 para el transecto A, con un aumento de dicho valor hacia el transecto E. El algoritmo categoriza al arco de playa como “levemente perturbado”, según la clasificación de disturbio (figura 6). En la figura 6b. se observa la clasificación del AMBI para cada uno de los 5 transecto (A-E) en los 4 muestreos realizado a lo largo del arco de playa. De los 20 muestreos realizados, 16 no indicaron perturbaciones para estos transectos en ese momento, lo que se categoriza como “sin perturbaciones”, 2 muestreos (Otoño – transecto B; Primavera- transecto C) indicaron perturbaciones leves; y los 2 restantes, ambos en el transecto A para otoño e invierno señalan que esa zona del arco de playa se encuentra “extremadamente perturbada”.

Análisis de integridad ecológica

Se utilizaron un total de 18 variables biológicas (9 densidades poblacionales, 6 comunitarios, Buckland y AMBI 1 y 2). Del total de índices poblacionales utilizados, 6 sugieren algún tipo de impacto (Tabla 5; Fig. 4 y 5); mientras que para los índices comunitarios solo uno presenta evidencia de impacto.

Tomando una escala del 1 al 0, donde 1 representa ausencia de impacto y 0 presencia del mismo, el valor de la *IE* a nivel poblacional fue de 0,3. Para los índices comunitarios el valor observado fue de 0,8. Finalmente el valor de *IE* considerando los indicadores ambientales fue de 0,8. Por lo tanto la

consideración conjunta (promedio simple) de los 3 tipos de indicadores sugiere una integridad ecológica global de 0,57 (tabla 6).

Discusión

Integridad Ecológica de la playa El Rivero

En este trabajo se evaluó por primera vez el estado de la playa El Rivero, considerando explícitamente el concepto de Integridad Ecológica. Para tal fin se utilizaron indicadores basados en macrofauna bentónica a nivel poblacional y comunitario, así como indicadores ambientales, considerando simultáneamente variables físico-químicas del ambiente. En una escala de 0 a 1 el valor de *IE* fue de 0,57, lo que se corresponde con un ambiente “moderadamente impactado”. Si bien existen estudios de impactos en playas arenosas de la costa uruguaya (de Alava & Defeo, 1991; Defeo et al., 1992; Braziero & Defeo, 1999; Lercari et al., 2002; Lercari & Defeo, 2006; Pergamino et al., 2009), éste es uno de los escasos antecedentes que aplican el criterio de *IE* en nuestro país (Soutullo et al., 2015), y el primero para estos ambientes en particular.

En este contexto, el valor de *IE* determinado en el presente trabajo sugiere un estado de salud sub-óptimo del sistema estudiado, posiblemente relacionado con la suma de impactos antrópicos crónicos que presenta el arco de playa, y puede además ser considerado como un valor objetivo para evaluar la eficacia de futuras medidas de manejo.

Parámetros físico-químicos y biológicos

Las variables físicas analizadas señalan diferencias significativas para los tamaños de grano predominantes (fino y medio), entre el transecto (A) del extremo más disipativo y los transectos (D y E) del extremo más reflectivo, lo cual sugiere un aumento significativo del tamaño de grano en dirección NE. Esta tendencia es consecuente con el aumento de las características reflectivas en el sentido de la deriva litoral, NE, que sufren este tipo de arco de playa (Panario & Gutierrez, 2006). De este hecho, y en base a lo esperado de acuerdo a los modelos teóricos, se desprende que en general la abundancia y la riqueza de especies debería ser mayor hacia el extremo SW del arco de playa (transectos A y B) (figura 7). Tal fenómeno ha sido formulado bajo la Hipótesis de Exclusión de Swash (SEH, por sus siglas en inglés), la cual plantea que en playas reflectivas la macrofauna bentónica está más expuesta a la zona de swash (Mc Ardle & Mc Lachlan, 1991, 1999). Adicionalmente, el ancho de playa también presenta relación con la riqueza de especies, ya que cuanto mayor es el ancho de playa (generalmente playas disipativas), mayor es la disponibilidad de ambientes y por lo tanto mayor es la riqueza (Gimenez & Yanicelli, 1999). Por lo tanto, en ausencia de impactos antrópicos, se podría esperar que las abundancias y la riqueza de especies disminuyan en sentido NE. Si bien este marco teórico describe patrones observados a macroescala, los mismos pueden ser extrapolables a mesoescala (Pedragosa, 2012), con el fin de considerar el arco de playa en estudio como un ambiente aislado de playas contiguas (Defeo et al., 2009; Barboza, 2011).

Los resultados obtenidos señalan que las abundancias de *E. brasiliensis*, *D. hanleyanus*, *P. zimmeri* y *H. olivieri* aumentaron hacia el extremo reflectivo. Cabe

destacar que para estas 3 últimas no se registró presencia de individuos en los transectos A y B (ver figura 4, tabla 5). Diferencias significativas del ANOVA entre transectos (Fisher LSD, $p < 0,05$), respaldan esta distribución contraria a la hipótesis de SEH, lo que sugiere que los impactos evidentes presentes en la zona disipativa del arco de playa podrían estar afectando las abundancias de la macrofauna bentónica. Por su parte, el macrobentos del supralitoral no se encuentra tan expuesto a la rigurosidad de la zona de swash, por lo que algunos crustáceos, (e.g.: *E. braziliensis*) encuentran en las playas con granulometría más gruesa un hábitat más favorable, debido a su poca compactación y escasa saturación de agua, (Hipótesis de Seguridad de Hábitat, HSH, por sus siglas en inglés; Defeo & Gomez, 2005). Dicha distribución podría señalar un efecto diferencial de los impactos antrópico sobre las distintas especies y/o podría verse favorecida por el afloramiento de la napa freática, la cual mantiene saturado de agua dulce gran parte del supralitoral en el extremo disipativo (transectos A y B).

La presencia de insectos es habitual en playas arenosas (Defeo & McLachlan, 2011), constituyendo el 23% del macrobentos para el Río de la Plata (Barboza et al., 2012). Particularmente en la costa oceánica, están citados para la Barra del Chuy 5 órdenes de insectos, los cuales están mayormente representados por los órdenes Hymenoptera y Coleoptera (Mourglia, 2013). Para la playa El Rivero se registró la presencia de 4 individuos adultos del Orden Coleoptera y de 119 larvas de Diptera. La presencia de estas últimas se registró únicamente en los transectos A y B. Los análisis Post Hoc- LSD de Fisher determinaron diferencias significativas ($p < 0,05$) de dichos transectos en comparación con el resto de la

playa. Dichas diferencias podrían ser causadas por los impactos descritos en esta zona del arco de playa.

Este patrón observado en los transectos A y B, donde pocas especies conforman la mayor parte de la comunidad, es observado en estuarios impactados como los que se encuentran cerca de las ciudades (Rosa & Bemvenuti, 2006). A los organismos que se ven favorecidos por este tipo de ambiente, se los denomina oportunistas. Estos tienen la capacidad de colonizar rápidamente los ambientes perturbados, por lo que dichos ambientes suelen presentar este predominio de especies con altas abundancias (Pagliosa & Barboza, 2006). Particularmente los insectos Dípteros son caracterizados por el AMBI como oportunistas (EG IV). Este predominio de oportunistas justamente en los transectos donde se encuentra el mayor impacto observado, sugiere que dichos impactos o estresores podrían estar afectando negativamente la comunidad macrobentónica. El afloramiento de las aguas freáticas en esta zona del arco de playa, podría estar favoreciendo la proliferación de moscas (Diptera indet.).

Por último, la diversidad biológica representada por el índice de Shannon-Wiener también presenta diferencias con lo esperado según HES, presentando un mínimo en sus valores para el transecto B y un máximo para el transecto C (Fisher LSD, $p < 0,05$; ver figura 5). Consecuentemente en el transecto B es donde se observan mayor cantidad de impactos en el arco de playa, la cual comienza a recuperar su naturalidad hacia el transecto C (ver figura 1).

Por lo tanto, asumiendo que existe un gradiente morfodinámico (y su consecuente relación con la macrofauna a través de los mecanismos mencionados en la SEH), podríamos esperar una distribución de las abundancias y parámetros comunitarios inversa a lo observado en los resultados

obtenidos. Por lo tanto, los impactos antrópicos presentes mayormente en el extremo con características más disipativas (transectos A y B) del arco de playa podrían estar ejerciendo una mayor presión sobre el macrobentos que el que podría representar el propio gradiente morfodinámico. De todas maneras, y aun en caso de que no hubiera tal gradiente morfodinámico en la playa El Rivero, podríamos esperar que la distribución de abundancias y parámetros comunitarios fuera uniforme o en todo caso aleatoria en condiciones naturales. . La falta de disponibilidad de hábitat por la ausencia de arena seca, así como los posibles cambios en la salinidad, debido al afloramiento constante de las aguas freáticas, podría influir en las tasas de mortalidad y sobrevivencia del macrobentos. Adicionalmente, los niveles elevados de amonio en la cañada, la presencia de escombros mezclados con el sedimento, el pisoteo constante en los meses de verano, también podrían estar influyendo en las tasas mortalidad y sobrevivencia del macrobentos. Por lo tanto, la presión crónica que representan los impactos antes mencionados, podría estar afectando negativamente la densidad de individuos y la riqueza de especies de la macrofauna bentónica.

Construcción del Índice *IE*

En el presente trabajo se utilizó un elevado número de indicadores (15) tanto poblacionales como comunitarios, lo cual teóricamente brinda información más robusta, aporta mayor confianza y permite incorporar distintos niveles de la biodiversidad. Adicionalmente, en caso de que exista algún efecto negativo atribuible a los impactos antrópicos en al menos algunas de las variables biológicas o índices analizados, este se verá reflejado en el resultado global del índice de *IE*. Cabe mencionar que la consideración de indicadores de diferentes

niveles podría evidenciar efectos contrastantes entre estos niveles, como podría ser ante las características morfodinámicas de la playa (Jaramillo & McLachlan, 1993).

Para buscar correspondencia entre el valor numérico obtenido y un juicio verbal más fácilmente comprensible por el público en general y/o los tomadores de decisiones, se correspondió el valor numérico de *IE* determinado (0,57) con las categorías de impacto utilizadas por el AMBI. Para un ecosistema “moderadamente impactado”, Faber-Langendon (2016) sugiere que el sistema presenta una composición de especies y dinámica ecológica lejos de sus rangos históricos y un área moderadamente fragmentada con funcionalidad moderadamente alterada. En este sentido, si bien los registros históricos sobre el macrobentos para este arco de playa son escasos, si se observaron valores sub-óptimos de los índices analizados. Por lo tanto, si bien los impactos observados, no necesariamente coinciden con los que sugiere AMBI para un ambiente “moderadamente impactado”; el valor de *IE* obtenido para El Rivero podría ser consecuente con el impacto evidente que se observa en el arco de playa. La cual presenta aguas freáticas aflorantes, cordón dunar ausente, concentraciones de amonio por encima de los valores permitidos por DINAMA, abundante presencia de escombros y otros residuos de origen antrópico (e.g.: meso y microplástico) hacia el extremo más disipativo (transectos A y B).

Adicionalmente a los indicadores poblacionales y comunitarios ya mencionados, se integraron al índice de *IE* indicadores del estado del macrobentos diseñados específicamente como indicadores de un ambiente, como AMBI y el índice de Buckland (Borja & Muxica., 2004; Buckland et al., 2005). Estos presentaron valores dentro del mismo rango, entre “levemente” y “moderadamente

impactado”, lo cual provee cierto grado de redundancia en los resultados obtenidos.

Por lo tanto, consideramos que el uso explícito del concepto de *IE* es una herramienta conveniente en costo-beneficio, fácil de usar, flexible, sensible y replicable a la hora de evaluar impactos en sistemas con impactos crónicos (Andreasen et al., 2001)

Estresores identificados

La erosión presente en esta zona de la playa podría estar generada o al menos acentuada por las actividades humanas que aquí se desarrollan. La construcción de casas sobre las dunas o sobre la propia playa, la impermeabilización del suelo, la elevación del nivel freático, la obstrucción del transporte eólico de sedimentos por construcciones, la modificación de la morfología del arco de playa por obras costeras, la degradación de la vegetación de dunas (Gomez-Pivel, 2006; Gutierrez & Haro, 2013), son algunos de los estresores que se observan en la playa y que podrían estar causando este deterioro en la *IE*.

La presencia del cordón dunar es imprescindible como fuente y reserva de sedimentos para la playa, es una barrera natural contra las grandes crecidas del mar y de la invasión de arena para las urbanizaciones, amortiguan la salinización de la napa freática, pueden ser reservorios de agua dulce, y son hábitat para una gran variedad de vida silvestre. Además gracias al reciclaje del cordón dunar por la acción combinada del viento y/o tormentas, se asegura a largo plazo la estabilidad del frente de playa (Panario et al., 2006; Carvalho et al., 2008). Por lo tanto ante la ausencia del cordón dunar y la consecuente

pérdida de arena, el suelo se satura, aflorando la napa freática, lo cual resulta poco atractivo en términos paisajísticos y muy perjudicial en términos morfológicos y dinámicos para la playa. Adicionalmente, la ausencia del cordón dunar en conjunto con el filtrado de aguas residuales de los pozos negros que suelen utilizar las viviendas cercanas a la playa, podrían estar generando un aumento en los niveles de la napa freática, la cual aflora en ausencia de arena (Goso Aguilar, 2002; Gutierrez & Haro, 2013).

La napa freática aflorante disminuye la salinidad del intermareal, lo que puede afectar negativamente las distintas especies del macrobentos, como ya fue demostrado por Lercari & Defeo, (1999) y Defeo & De Álava, (1995). Esta condición, junto con la dirección de la deriva litoral que puede favorecer el transporte de organismos adultos o larvas hacia el extremo reflectivo, podría ser una de las razones por la cual los distintos indicadores presentan valores más bajo hacia los transectos A y B (Gimenez & Yanicelli, 1997; Caddy & Defeo, 2003). Las aguas residuales de los pozos negros filtran a la napa freática (Goso Aguilar, 2002; Gutierrez & Haro, 2013), lo que podría estar incrementando la concentración de amonio (Fernandez et al., 2008). En El Rivero la concentración de amonio registrada se encontró por encima de los valores permitidos por DINAMA para este tipo de curso de agua (decreto 253/79-Clase 2b: Aguas destinadas a recreación por contacto directo con el cuerpo humano). Si bien dicha categorización no está dirigida hacia la salud del macrobentos, desconociéndose las consecuencias al respecto, es posible afirmar que es un impacto presente en la playa, y que los turistas que acuden año a año al balneario se ven expuestos a concentraciones de amonio por encima de los valores permitidos.

Por último tanto la abundante presencia de escombros/balastro y residuos antrópicos (E.g. microplásticos, sobre los cuáles existe reciente evidencia empírica de ingesta por parte del macrobentos, con consecuencias negativas en el comportamiento y sobrevivencia de los mismos (Tosetto et al., 2016)) integrando el sedimento, así como el efecto del pisoteo causado por la presencia masiva de turistas, han sido reportados afectando negativamente la estructura comunitaria del macrobentos (Armonies & Reise, 2000; Schlacher & Thompson, 2012).

Cabe destacar que en el desarrollo de Punta del Diablo, debido a una falta de planificación en el ordenamiento territorial, no se tuvo en cuenta el efecto sobre los ecosistemas costeros, con la presencia de fraccionamientos que llegan prácticamente al océano, y con calles trazadas sin tener en cuenta la topografía del terreno. Infraestructura, edificaciones y otros elementos impiden el movimiento de las arenas provocando efectos erosivos sobre la estructura de la costa, resultando en pérdida de playa (Gutierrez & Haro, 2013), lo cual podría significar una pérdida de la disponibilidad de hábitat para la macro fauna bentónica.

Estos conflictos en el sistema costero no sólo se inducen a través del proceso de ocupación / uso del espacio costero, sino también, desde la legislación con relación a la dinámica costera (de Álava, 2006). Según el Informe Geo para Uruguay (2008), en nuestro país no existe aún un marco institucional y legal específico en relación a las zonas costeras, pero si existen normativas que tienen que ver con el manejo costero. En tal sentido, existe a nivel nacional la Ley de Ordenamiento Territorial número 18308-art.50- Protección de zonas costeras; las Directrices Nacionales de la Ley de Ordenamiento Territorial y Desarrollo Sostenible, la Ley de Centros Poblados n° 10723 y la Ley 14859, Faja de Defensa

de Costas. A nivel departamental en el año 2003 se crea La Ordenanza Costera de la Intendencia Departamental de Rocha (I.D.R) y el Plan de Ordenamiento y Desarrollo sustentable de la Costa Atlántica del Departamento de Rocha, sus integrantes fueron I.D.R, PROBIDES y MVOTA. Por último en el año 2006 se crea la Ordenanza de Ordenamiento Territorial y Edificación de Punta del Diablo, la cual busca dentro del ordenamiento del territorio preservar o al menos mitigar el deterioro en el que se encuentran sus playas.

Por lo tanto a pesar de la normativa existente para proteger la franja costera, los impactos descritos en el presente trabajo podrían estar afectando negativamente la abundancia y riqueza de especies del macrobentos, los cuales se incrementan al alejarse de la zona con mayor impacto evidente. Consecuentemente, la *IE* también se ve afectada presentando valores sub óptimos, posiblemente atribuible a efectos negativos causado por los impactos antrópicos en al menos algunas de las variables biológicas o índices analizadas.

Perspectivas

Gracias a la información recabada en este estudio, así como a estudios anteriores sobre biodiversidad en la zona (Defeo et al., 1992), es posible realizar un seguimiento del estado de la biodiversidad a nivel de la macrofauna bentónica. Esta última provee información valiosa sobre el estado actual del sistema para poder compararlo con el mismo en el futuro, permitiendo de esta manera determinar cambios ecológicos en el sistema. Además, el concepto de *IE* permite evaluar la eficacia de futuras medidas de manejo. Concretamente para la playa El Rivero, la pérdida del cordón dunar y el afloramiento de la napa

freática, son dos impactos con consecuencias actuales negativas, e inciertas a futuro. Por lo tanto, resulta necesario para continuar con el estudio de *IE* de la playa, realizar un seguimiento en el tiempo del estado de la biodiversidad, así como una caracterización morfodinámica completa para evitar el sesgo de este posible gradiente ambiental, e incorporar otros componentes además de la comunidad bentónica. Adicionalmente, generar medidas de mitigación y/o restauración (e.g. restauración dunar, regularización del saneamiento, manejo de escorrentía pluvial, caminería de acceso a la playa), así como instancias/talleres de educación ambiental, como los que viene llevando a cabo el colectivo AULAMAR, con el fin de informar a la población local sobre la realidad que presentan las playas del balneario, podría contribuir a una mejora de la *IE* del sistema.

Tablas y Figuras

Tabla 1. Especies encontradas en la playa El Rivero en este estudio, equiparadas con especies o géneros presentes en software AMBI.

| Especies encontradas | Especies AMBI |
|--|---|
| <i>Buccinanops duartei</i> | Asignado a <i>Olivella</i> sp. (I) |
| <i>Chilopoda</i> indet. | No asignado |
| Coleoptera indet. | No asignado |
| Diptera indet. (larvas) | Asignado a Diptera (IV) |
| <i>Donax hanleyanus</i> | Asignado a <i>Donax</i> sp. (I) |
| <i>Emerita brasiliensis</i> | Asignado a <i>Emerita talpoida</i> (I) |
| <i>Euzonus furciferus</i> | Asignado a <i>Euzonus flabelligerus</i> (I) |
| <i>Excirolana armata</i> | Asignado a <i>Excirolana brasiliensis</i> (I) |
| <i>Excirolana brasiliensis</i> | Asignado a <i>Excirolana brasiliensis</i> (I) |
| <i>Hemipodus simplex</i> | Asignado a <i>Hemipodus</i> sp. (II) |
| <i>Phoxocephalopsis</i> sp. | Asignado a <i>Phoxocephalus</i> sp. (I) |
| <i>Olivancillaria auricularia</i> | Asignado a <i>Olivella</i> sp. (I) |
| <i>Sigalion cirriferum</i> | Asignado a <i>Sigalion</i> sp. (II) |

Tabla 2. Concentración de amonio en diferentes transectos de la Playa El Rivero. El máximo permitido según decreto de DINAMA 253/79 es 0.02 mgN/L.

| Muestreo | Transecto | Napa/Cañada | Resultado (mg N/L) |
|----------|-----------|-------------|--------------------|
| 1 | A | Napa | 0,10 |
| 1 | B | Napa | 0,03 |
| 1 | B/C | Cañada | 0,05 |
| 2 | A | Napa | 0,05 |
| 2 | B | Napa | 0,08 |
| 2 | B/C | Cañada | 0,01 |

Tabla 3. Índice de Buckland. Se muestran las frecuencias esperadas y observadas de ocurrencia de especies. Ver texto por detalles.

| Especies | Observadas | Esperadas* | O-E |
|-----------------------------------|------------|------------|------|
| <i>Donax hanleyanus</i> | 1 | 0,4 | 0,6 |
| <i>Emerita brasiliensis</i> | 1 | 0,6 | 0,4 |
| <i>Excirolana brasiliensis</i> | 1 | 0,8 | 0,2 |
| <i>Excirolana armata</i> | 0,5 | 0,6 | -0,1 |
| <i>Hemipodus sp.</i> | 0,75 | 0,4 | 0,35 |
| <i>Sigalion cirriferum</i> | 0,25 | 0,2 | 0,05 |
| <i>Euzonus furciferus</i> | 0,25 | 0,2 | 0,05 |
| <i>Olivancillaria auricularia</i> | 0,5 | 0,4 | 0,1 |
| <i>Buccinanops duartei</i> | 0,25 | 0,2 | 0,05 |
| <i>Phoxocephalopsis sp.</i> | 0,5 | 0,4 | 0,1 |
| <i>Orchestoidea brasiliensis</i> | 0 | 0,6 | -0,6 |
| <i>Batipareius ruffoi</i> | 0 | 0,2 | -0,2 |
| <i>Macrochiridotea giam</i> | 0 | 0,2 | -0,2 |
| <i>Metarpinia sp.</i> | 0 | 0,4 | -0,4 |
| <i>Mesodesma mactroides</i> | 0 | 0,4 | -0,4 |
| <i>Stephensenia hemat</i> | 0 | 0,2 | -0,2 |
| <i>Spio gaucha</i> | 0 | 0,2 | -0,2 |

Tabla 4. Clasificación del AMBI. En las columnas I a V se indica el porcentaje de especies clasificadas en 5 grupos ecológicos, desde sensibles (I) a oportunistas (V).

| Transecto | I(%) | II(%) | III(%) | IV(%) | V(%) | Media AMBI | Clasificación | Riqueza | Diversidad Shannon? | No asignado (%) |
|-----------|------|-------|--------|-------|------|------------|----------------------|---------|---------------------|-----------------|
| A | 59,1 | 3 | 0 | 37,9 | 0 | 1,75 | Levemente perturbado | 7 | 1,98 | 1,5 |
| B | 63,9 | 9,8 | 0 | 26,3 | 0 | 1,331 | Levemente perturbado | 13 | 3,36 | 15,8 |
| C | 63,9 | 9,8 | 0 | 26,3 | 0 | 1,331 | Levemente perturbado | 13 | 3,36 | 15,8 |
| D | 63,9 | 9,8 | 0 | 26,3 | 0 | 1,331 | Levemente perturbado | 13 | 3,36 | 15,8 |
| E | 63,6 | 9,3 | 0 | 27,1 | 0 | 1,359 | Levemente perturbado | 13 | 3,32 | 15 |

Tabla 5. Resultados de Análisis de Varianza de una vía (ANOVA) para detectar diferencias significativas entre transectos en la abundancia poblacional de las especies, atributos comunitarios e índices compuestos. Se muestra también las diferencias significativas entre comparaciones múltiples (Post Hoc- LSD de Fisher).

| Indicador | Descripción | Diferencias entre transectos | Evidencia de impacto |
|---|--|--------------------------------|----------------------|
| Nivel Poblacional | | | |
| Abundancia de <i>Donax hanleyanus</i> | Aumento hacia el extremo reflectivo | $F_{(4, 215)}=2,1067, p=0,08$ | Si ¹ |
| Abundancia de <i>Emerita brasiliensis</i> | Aumento hacia el extremo reflectivo | $F_{(4, 215)}=1,8947, p=0,11$ | Si ² |
| Abundancia de <i>Excirolana braziliensis</i> | Aumento hacia el extremo reflectivo, pico de abund. en C | $F_{(4, 215)}=2,3674, p=0,051$ | Si ³ |
| Abundancia de <i>Excirolana armata</i> | Disminuye hacia extremo reflectivo | $F_{(4, 217)}=1,1848, p=0,30$ | No |
| Abundancia de <i>Hemipodus simples</i> | Pico de abundancia en transecto D | $F_{(4, 214)}=2,2409, p=0,065$ | Si ⁴ |
| Abundancia de <i>Sigalion cirriferum</i> | Pico de abundancia en transecto A | $F_{(4, 217)}=,98303, p=0,40$ | No |
| Abundancia de <i>E. furciferus</i> | Pico de abundancia en transecto C | $F_{(4, 217)}=1,1768, p=0,30$ | No |
| Abundancia de <i>Phoxocephalopsis sp.</i> | Pico de abundancia en transecto E | $F_{(4, 216)}=1,6362, p=0,17$ | Si ⁵ |
| Abundancia de <i>Diptera</i> (larvas) | Presentes en transectos A y B | $F_{(4, 215)}=2,2708, p=0,06$ | Si ⁶ |

¹Fisher LSD $p<0,05$, transecto (D) vs (A,B) y (B) vs (C)

²Fisher LSD $p<0,05$, transecto (E) vs (A,B,C)

³Fisher LSD $p<0,05$, transecto (C) vs (A,B) y (E) vs (A,B)

⁴Fisher LSD $p<0,05$, transecto (D) vs (A,B)

⁵Fisher LSD $p<0,05$, transecto (E) vs (A,B,C,D)

⁶Fisher LSD $p<0,05$, transecto (B) vs (C,D,E)

| Nivel Comunitario | | | |
|-----------------------------|--|-----------------------------------|-----------------|
| Riqueza de especies | Transecto B menor valor, transecto C mayor valor | $F_{(4, 15)}=1,35; p=0,30$ | No |
| Número de Individuos | Aumento hacia el extremo reflectivo | $F_{(4, 15)}=,88486; p=0,50$ | No |
| Shannon-Wiener | Transecto B pico de menor valor, transecto C pico de mayor valor | $F_{(4, 15)}=1,7394; p=0,2$ | Si ⁷ |
| Simpson | Transecto B pico de menor valor, transecto C pico de mayor valor | $F_{(4, 15)}=1,1978, p=,35$ | No |
| Equitatividad | Transecto B pico de menor valor, transecto C pico de mayor valor | $F_{(4, 15)}=,62172, p=,65$ | No |
| Chao | Transecto B pico de menor valor, transecto C pico de mayor valor | $F_{(4, 15)}=,95588, p=,5$ | No |
| Índices compuestos | | | |
| AMBI 1 | Playa levemente impactada | | Si |
| AMBI 2 | Muestreos estacionales en transecto A gravemente impactados | | Si |
| Buckland | | $1/s. \Sigma(O_i-E_i).100 = 0,85$ | Si |

⁷Fisher LSD $p < 0,05$, transecto (B) vs (C)

Tabla 6. Indicadores utilizados para evaluar integridad ecológica a nivel poblacional y comunitario de la playa El Rivero.

| INDICES | | 1-IMPACTO |
|----------------------|--------------------------------|-----------|
| Poblacionales | <i>Donax hanleyanus</i> | 0 |
| | <i>Emerita brasiliensis</i> | 0 |
| | <i>Excirolana brasiliensis</i> | 0 |
| | <i>Excirolana armata</i> | 1 |
| | <i>Hemipodus simplex</i> | 0 |
| | <i>Sigalion cirriferum</i> | 1 |
| | <i>Euzonus furciferus</i> | 1 |
| | <i>Phoxocephalopsis sp.</i> | 0 |
| | Diptera indet. (larvas) | 0 |
| | Promedio | |
| Comunitarios | Riqueza | 1 |
| | Individuos | 1 |
| | Shannon | 0 |
| | Simpson | 1 |
| | Equitatividad | 1 |
| | Chao | 1 |
| | Promedio | |
| | AMBI 1 | 0 |
| | AMBI 2 | 0,8 |
| | Buckland | 0,85 |
| Valor IE | | 0,57 |

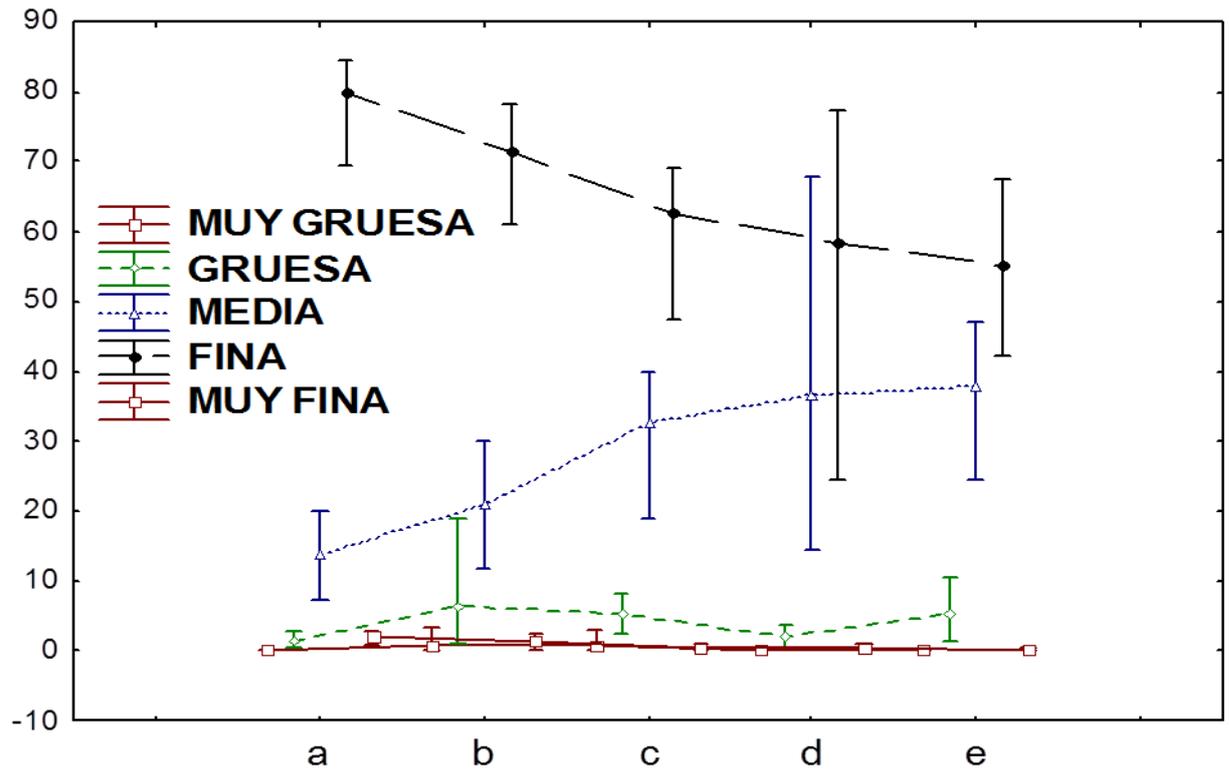


Figura 2. Variación de los tipos de arena (% Media± Error estándar) para los distintos transectos, a lo largo-del arco de playa, El Rivero.

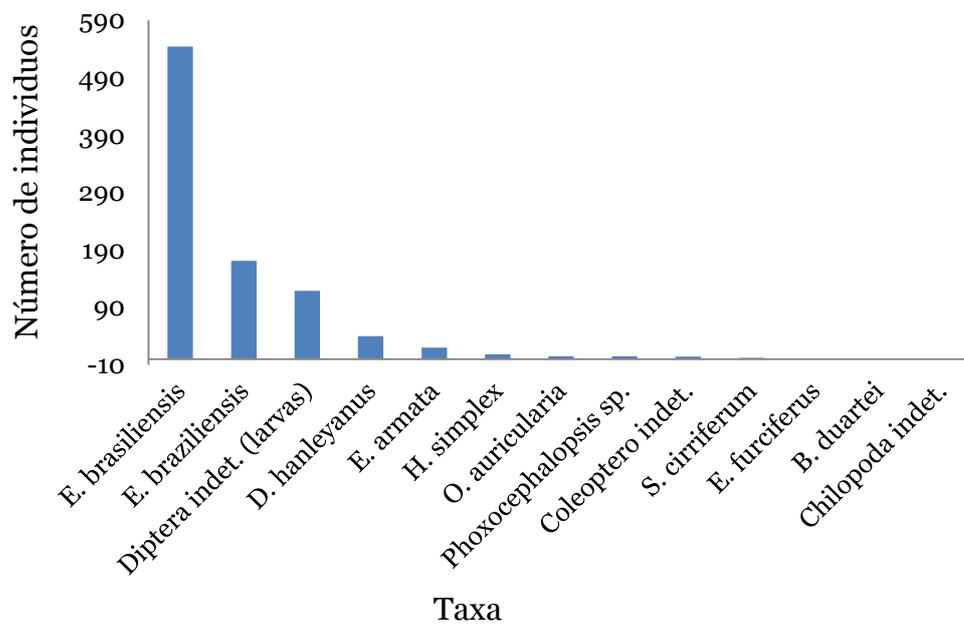
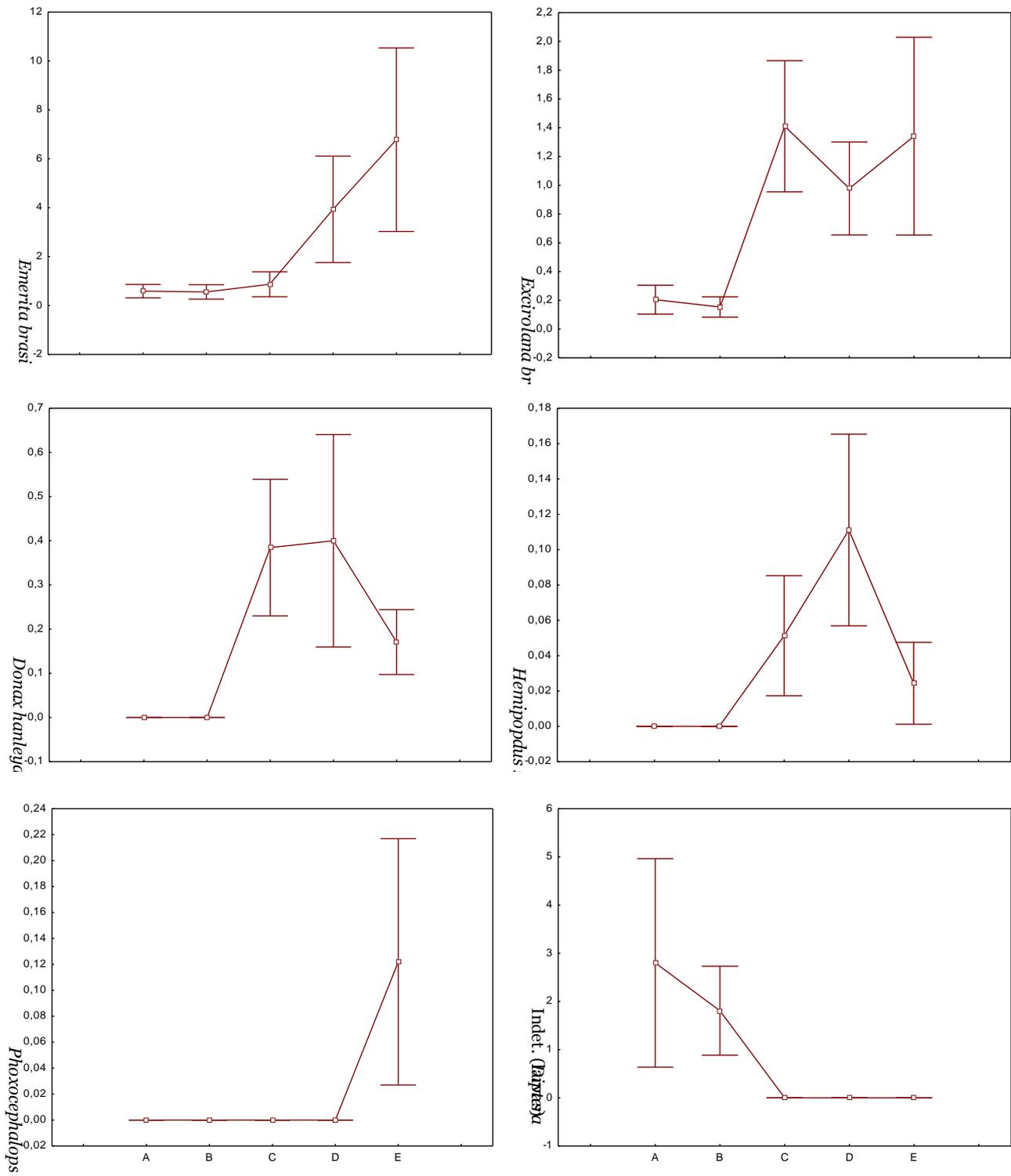
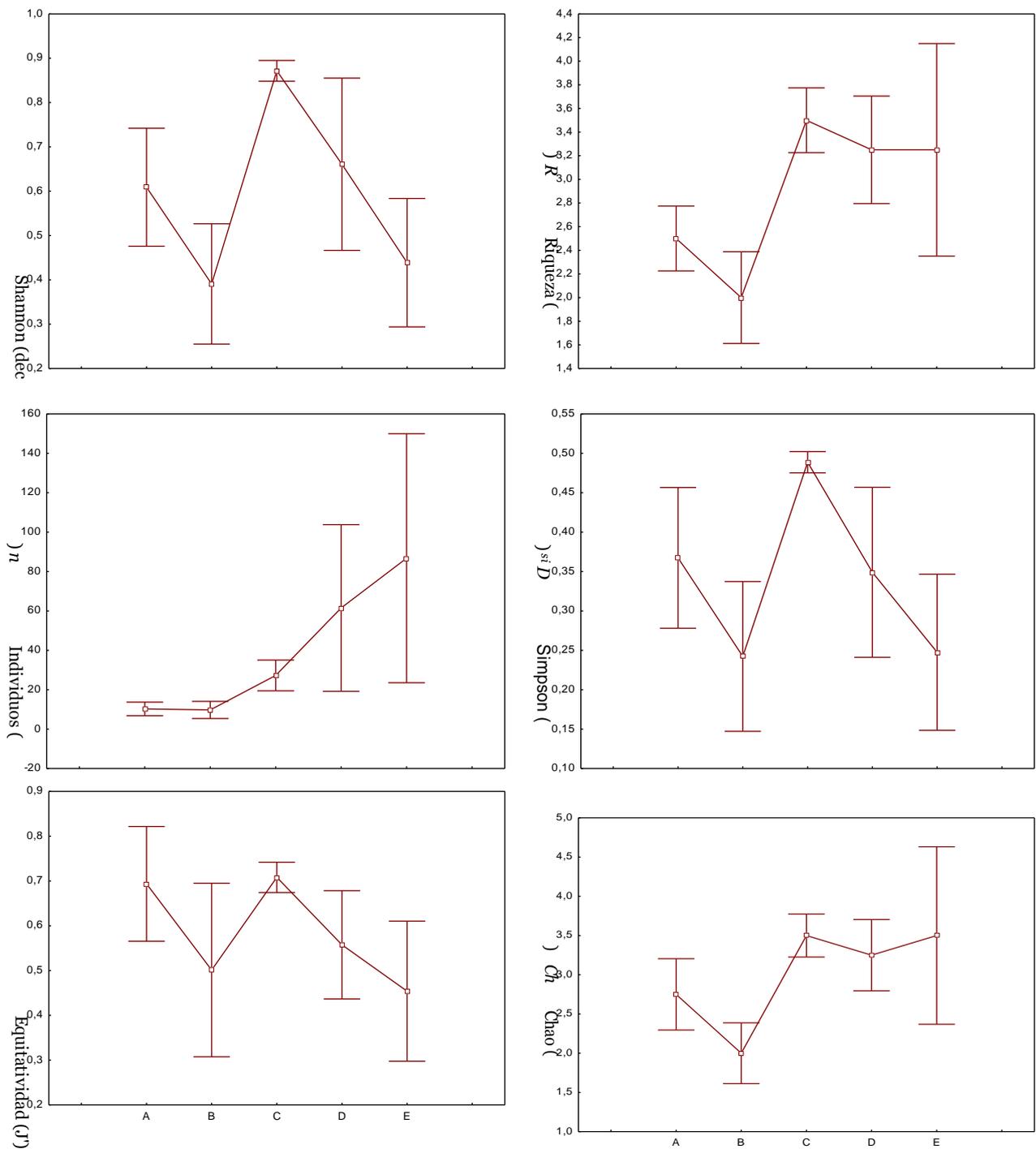


Figura 3. Abundancia total de individuos por taxa, recolectados en los 4 muestreos realizados entre 2014/15 en la playa El Rivero, Punta del Diablo.



TRANSECTOS

Figura 4. Abundancia media (Media \pm 0,95*Error Estándar) de las diferentes especies (Individuos/0,04 m²) a lo largo del arco de playa, El Rivero



TRANSECTOS

Figura 5. Distribución de los Índices Comunitarios (Media \pm 0,95*Error Estándar) de la macrofauna bentónica para los 5 transectos muestreados entre 2014/15, a lo largo del arco de playa, El Rivero.

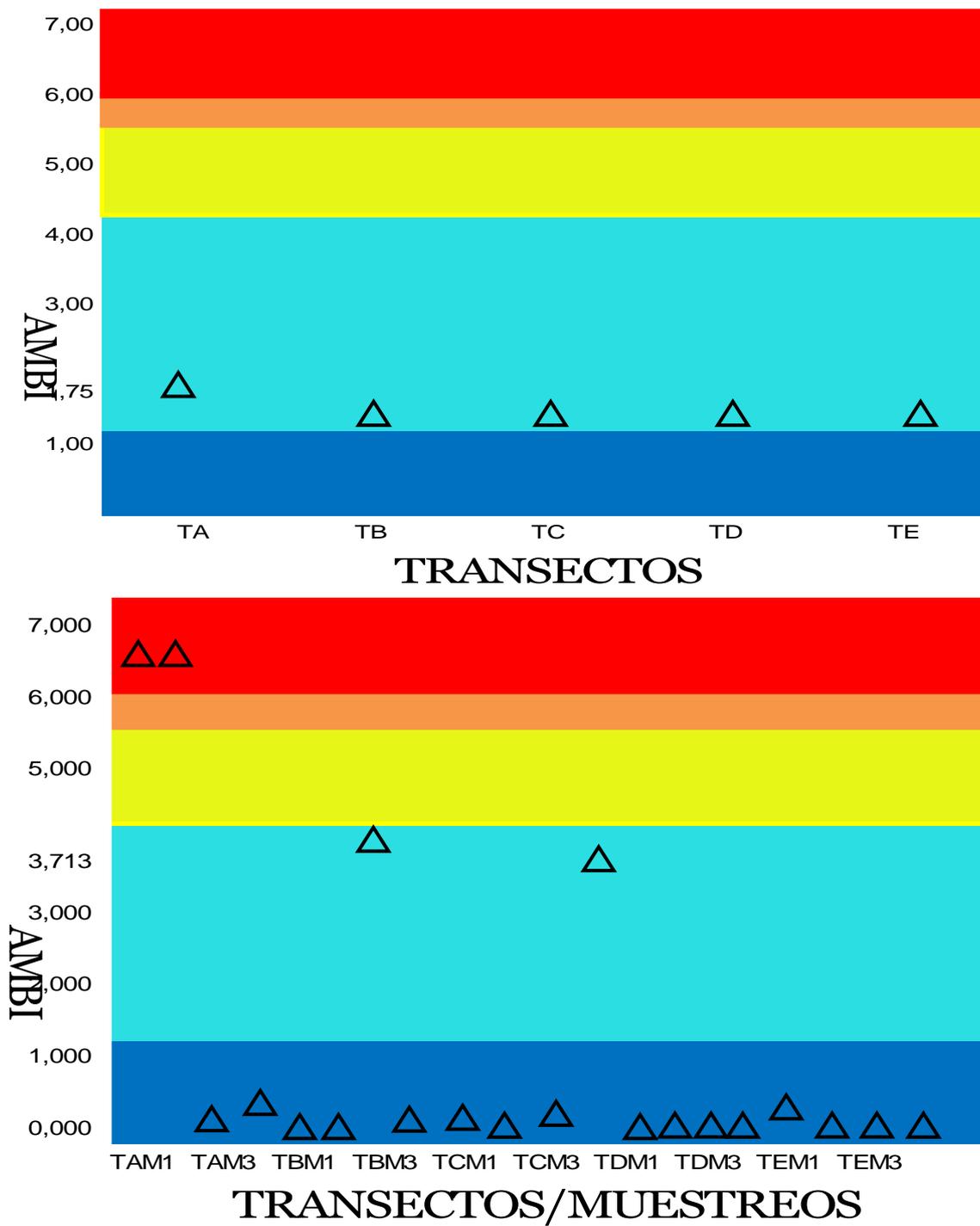


Figura 6. Clasificación del estado de la playa El Rivero a lo largo de su eje longitudinal según AMBI. a) un valor por transecto, incluye información de todos los muestreos. b) información desagregada por muestreo, permitiendo analizar el estado de la playa en momentos particulares.

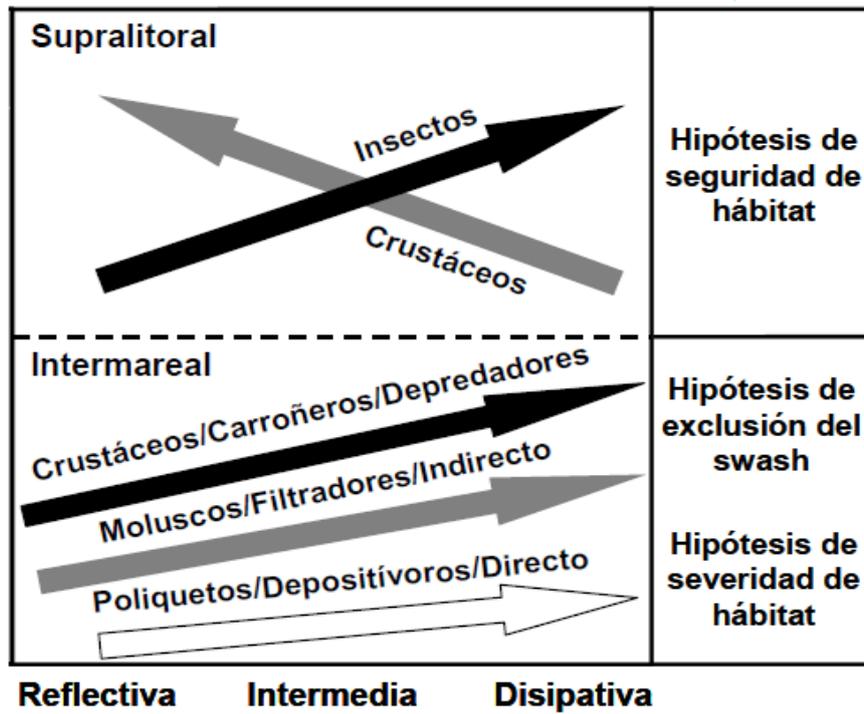


Figura 7. Modelos teóricos sobre distribución de macrofauna bentónica (imagen extraída de tesis Barboza, 2012).

Bibliografía

Andreasen, J. K., R. V. O'Neill, R. Noss & N. C. Slosser (2001). "Considerations for the development of a terrestrial index of ecological integrity?" Ecological Indicators **1**: 21-35.

Armonies, W. & K. Reise (2000). "Faunal diversity across a sandy shore." Mar Eco Prog Series **196**: 49-57.

Arthur, C., J. Baker, & H. Bamford (2009). Proceedings of the International Research Workshop on the Occurrence, Effects, and Fate of Microplastic Marine Debris.

Barboza, F. R., J. Gómez, D. Lercari & O. Defeo (2012). "Disentangling diversity patterns in sandy beaches along environmental gradients." PLoS ONE **7**.

Barboza, R. (2011). Riqueza macrofaunística de playas arenosas del Uruguay: un análisis deconstructivo de macroescala. Grado, Facultad de Ciencias-UdelaR.

Beatley, T. (1991). "Protecting biodiversity in coastal environments: Introduction & overview." Coastal Management **19**(1).

Bergamino, L., A. Martínez, E. Han, D. Lercari & O. Defeo (2016). "Trophic niche shifts driven by phytoplankton in sandy beach ecosystems." Estuarine, Coastal and Shelf Science **180**: 33-40.

Bergamino, L., D. Lercari & O. Defeo (2011). "Food web structure of sandy beaches: Temporal & spatial variation using stable isotope analysis." Estuarine, Coastal & Shelf Science **91**: 536-543.

Bergamino, L., P. Muniz & O. Defeo (2009). "Effects of a freshwater canal discharge on polychaete assemblages inhabiting an exposed sandy beach in Uruguay." Ecological Indicators**9**(3): 584-587.

Bergamino, L., J. Gomez, F. R. Barboza & D. Lercari (2013). "Major food web properties of two sandy beaches with contrasting morphodynamics, & effects on the stability." Aquatic Ecology**47**(3):253-261.

Bergamino, L., T. Dalu & N. B. Richoux (2014). "Evidence of spatial & temporal changes in sources of organic matter in estuarine sediments: stable isotope & fatty acid analyses." Hydrobiologia **732**: 133–145.

Borja, A. & I. Muxika (2005). "Guidelines for the use of AMBI (AZTI's Marine Biotic Index) in the assessment of the benthic ecological quality." Marine Pollution Bulletin**50**(7): 787-789.

Borja, A. & I. Muxika (2004). "Do benthic indicator tools respond to all impact sources? The case of AMBI (AZTI Marine Biotic Index)." Indicators of Stress in the Marine Benthos. IOC Workshop Report No.195: 15-18.

Borja, A., J. Franco, V. P. Erez & V. Perez (2000). "A marine biotic index to establish the ecological quality of soft bottom benthos within european estuarine & coastal environments." Marine Pollution Bulletin**40**(20): 1100-1114.

Brazeiro, A. & O. Defeo (2006). Bases ecológicas y metodológicas para el diseño de un Sistema Nacional de Áreas Marinas Protegidas en Uruguay. Bases para la Conservación y el Manejo de la Costa Uruguaya. R. Menafrá, L. Rodríguez-Gallego, F. Scarabino & D. Conde. Montevideo, Uruguay, *Vida Silvestre***xiv**:379-390, pp. 668.

Brazeiro, A. & O. Defeo (1999). "Effects of harvesting & density dependence on the demography of sandy beach populations: the yellow clam *Mesodesma mactroides* of Uruguay" Marine Ecology Progress Series:**182**: 127-135.

Brown, A. C. & A. McLachlan (2006).The Ecology of Sandy Shores..Burlington, MA, USA. Academic Press.

Brown, E. D. & B. K. Williams (2016). "Ecological integrity assessment as a metric of biodiversity: are we measuring what we say we are?" Biodiversity & Conservation**25**(6): 1011-1035.

Buckland, S. T., A. E. Magurran, R. E. Green & R. M. Fewster (2005).

"Monitoring change in biodiversity through composite indices." Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**360**(1454), 243-254.

Bunn, S. E. & P. M. Davies (2000). "Biological processes in running waters & their implications for the assessment of ecological integrity." Hydrobiology**149**: 61-70.

Caddy, J. F. & O. V. Defeo (2003). Enhancing or restoring the productivity of natural populations of shellfish & other marine invertebrate resources Roma, Food & Agriculture Org.

Cardoso, R. S. & O. Defeo (2004). "Biogeographic patterns in life history traits of the Pan- American sandy beach isopod *Excirolana braziliensis*." Estuarine, Coastal and Shelf Science**61**: 559-568.

Carvalho, R. V., K. G. da Silva & C. V. Leonini (2008).Gestão ambiental das Dunas Costeras. Manejo e conservação.Casino, RS, Brasil. Nucleo de Educação e Monitoramento ambiental-NEMA.

Celentano, E. & O. Defeo (2006). "Habitat harshness & morphodynamics: life history traits of the mole crab *Emerita brasiliensis* in Uruguayan sandy beaches." Marine Biology**149**: 1453-1461.

Celentano, E., N. L. Gutiérrez & O. Defeo " Effects of morphodynamic & estuarine gradients on the demography & distribution of a sandy beach mole crab: implications for source–sink habitat dynamics." Marine Ecology Progress Series**398**: 193–205.

Chao, A. & T. J. Shen (2003). "Nonparametric estimation of Shannon's index of diversity when there are unseen species in sample"Environmental and ecological statistics**10(4)**, 429-443.

Corsi, I., M. Mariottini, C. Sensini, L. Lancini & S. Focardi (2003). "Fish as bioindicators of brackish ecosystem health: integrating biomarker responses & target pollutant concentrations." Oceanol**26**: 129–138.

Dale, H. V. & C. Z. Beyeler (2001). "Challenges in the development & use of ecological indicators." Ecological Indicators**1**: 3-10.

Di Battista, T., F. Fortuna & F. Maturo (2016). " Environmental monitoring through functional biodiversity tools." Ecological Indicators**60**: 237–247.

de Alava, A. & O. Defeo (1991). "Distributional pattern & population dynamics of *Excirrolana armata* (Isopoda: Cirolanidae) in a Uruguayan sandy beach" Estuarine, Coastal & Shelf Science**33(5)**: 433-444.

de Álava, D. (2006). Interface de conflictos : el sistema costero de Rocha. Bases para la Conservación y el Manejo de la Costa Uruguay. R. Menafra, L.

Rodriguez-Gallego, F. Scarabino & D. Conde. Montevideo, Uruguay, Vida silvestre **xiv**: 668.

Defeo, O. (1996). "Experimental management of an exploited sandy beach bivalve population." Revista Chilena de Historia Natural **69**: 609-614.

Defeo, O. (1998). Testing hypotheses on recruitment, growth & mortality in exploited bivalves: an experimental perspective. Proceedings of the North Pacific Symposium on Invertebrate Stock Assessment and Management. J. S. Jamieson & A. Campbell, Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences. **125**: 257-264.

Defeo, O. & A. de Alava (1995). "Effects of human activities on long-term trends in sandy beach populations: the wedge clam *Donax hanleyanus* in Uruguay." Marine Ecology-Progress Series **123**: 73-82.

Defeo, O. & G. Martínez (2003). "The habitat harshness hypothesis revisited: life history of the isipod *Excirrolana braziliensis* in sandy beaches with contrasting morphodynamics." Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom **83**: 331-340.

Defeo, O., D. Lercari & J. Gomez (2003). "The Role of Morphodynamics in Structuring Sandy Beach Populations & Communities: What Should be Expected?" Journal of Coastal Research (35): 352-362.

Defeo, O., D. Lercari, A. De Ávala, J. Gómez, G. Martínez, E. Celentano, J. Lozoya, S. Saucó, D. Carrizo & E. Delgado (2006). Ecología de playas arenosas de la costa uruguaya: una revisión de 25 años de investigación. Bases para la conservación y el manejo de la costa uruguaya R. Menafrá, L. Rodríguez-

Gallego, F. Scarabino & D. Conde. Montevideo, Vida Silvestre Uruguay: 363-370.

Defeo, O., E. Ortiz & J. C. Castilla (1992). "Growth, mortality & recruitment of the yellow clam *Mesodesma mactroides* on Uruguayan beaches." Marine Biology**114**: 429-437.

Defeo, O. & J. Gómez (2005). "Morphodynamics & habitat safety in sandy beaches: life-history adaptations in a supralittoral amphipod." Marine Ecology-Progress Series **293**: 143–153.

Defeo, O., J. Gomez & D. Lercari (2001). "Testing the swash exclusion hypothesis in sandy beach populations: the mole crab *Emerita brasiliensis* in Uruguay." Marine Ecology-Progress Series**212**: 159–170.

Defeo, O. & A. McLachlan (2005). "Patterns, processes & regulatory mechanisms in sandy beach macrofauna: a multi-scale analysis." Marine Ecology-Progress Series**295**: 1-20.

Defeo, O. & A. McLachlan (2011). "Coupling between macrofauna community structure & beach type: a deconstructive meta-analysis." Marine Ecology-Progress Series**433**: 29–41.

Defeo, O., A. McLachlan, D. S. Schoeman, T. A. Schlacher, J. Dugan, A. Jones, M. Lastra & F. Scapini (2009). "Threats to sandy beach ecosystems: A review." Estuarine, Coastal & Shelf Science **81**: 1-12.

Diaz, R. J., M. Solan & R. M. Valente (2004). "A review of approaches for classifying benthic habitats & evaluating habitat quality." Journal of Environmental Management**73**(3): 165-181.

DINAMA (1996). Manual de procedimientos analíticos para aguas y efluentes. MVOTMA.

Faber-Langendoen, D., J. Rocchio, S. Thomás, M. Kost, C. Hedge, B. Nichols, K. Walz, G. Kittel, S. Menard, Drake J & E. Muldavin (2012). Assessment of wetland ecosystem condition across landscape regions: a multi-metric approach Ecological integrity assessment protocols for rapid field methods. U.S, Washington, DC, Environmental Protection Agency report EPA.

Fernández, E. S., M. G., F. Estrany, R. O. Pujol & S. Carreras (2008). "Eliminación del nitrógeno amoniacal en aguas residuales sanitarias" Global Environmental Change. Técnica industrial(273): 44-49.

Giménez, L. & B. Yannicelli (1997). "Variability of zonation patterns in temperate microtidal Uruguayan sandy beaches with different morphodynamics types." Marine Ecology-Progress Series160: 197-207.

Geo (2008). Informe GeoUruguay. Uruguay, Montevideo, PNUMA-DINAMA.

GEO5 (2012). Perspectivas del Medioambiente Mundial. Medioambiente para el futuro que queremos, PNUMA.

Gómez-Pivel, M. A. (2006). Geomorfología y procesos erosivos en la costa atlántica uruguaya. Bases para la Conservación y el Manejo de la Costa Uruguaya. R. Menafra, L. Rodríguez-Gallego, F. Scarabino & D. Conde. Montevideo, Uruguay, Vida Silvestre **ix+xiv**: 668.

Gómez, J. & O. Defeo (1999). "Life history of the sandhopper *Pseudorchestoidea brasiliensis* (Amphipoda) in sandy beaches with contrasting morphodynamics." Marine Ecology-Progress Series (182): 209-220.

Goso-Aguilar, C. (2002). "Riesgos geológicos n Uruguay." Ambiosno **(1)**: 32-33.

Guerra-Vargas, L.A. & Mancera-Pineda, J. E. (2015). Evaluación de amenazas antropogénicas en ecosistemas de playa en San Andrés, una isla pequeña del Caribe Suroccidental. Boletín de Investigación. Marinas y. Costeras **44(1)**:33–54.

Gudynas, E. (2011). Los derechos de la Naturaleza en serio. *Respuestas y aportes desde la ecología política*. La Naturaleza con derechos: de la filosofía a la política. A. Acosta y Martínez, E. Universidad Politécnica Salesiana. Quito, Ecuador pp 239-25.

Gutiérrez, F. & V. Haro (2013). ¿Hasta dónde playa, desde dónde urbanización? Grado. Facultad de Arquitectura- UdelaR.

Hurtado, Y. P. (2010). Determinación de un modelo de medición de capacidad de carga en playas turísticas de uso intensivo, como herramienta para el manejo integrado costero. Aplicación en la playa El Rodadero (Santa Marta, Colombia). Magíster, Universidad del Magdalena.

Ivar do Sul, J. A. & M. F. Costa (2014). "The present & future of microplastic pollution in the marine environment" Environmental Pollution **185**: 352-364.

INE (2012). Uruguay en Cifras. Montevide, Uruguay, Instituto Nacional de Estadística: 126.

Jaramillo, E. & A. McLachlan (1993). "Community & Population Responses of the Macroinfauna to Physical Factors over a Range of Exposed Sandy in South-central Chile." Estuarine, Coastal & Shelf Science **37**: 615-624.

Karr, J. R. (1999). "Defining & measuring river health." Freshwater Biology**41**: 221–234.

Lercari, D. & O. Defeo (2006). Efectos del Canal Andreoni en playas de Rocha: deterioro ambiental y su efecto en la biodiversidad. Bases para la Conservación y el Manejo de la Costa Uruguaya. R. Menafrá, L. Rodríguez-Gallego, F. Scarabino & D. Conde. Montevideo, Uruguay, Vida Silvestre **i+xiv**: 668.

Lercari, D. & O. Defeo (2003). "Variation of a sandy beach macrobenthic community along a human-induced environmental gradient." Estuarine, Coastal & Shelf Science**58**: 17-24.

Lercari, D., L. Bergamino & O. Defeo (2010). "Trophic models in sandy beaches with contrasting morphodynamics: Comparing ecosystem structure & biomass flow." Ecological Modelling**221**(23): 2751-2759.

Lercari, D., O. Defeo & E. Celentano (2002). "Consequences of a freshwater canal discharge on the benthic community & its habitat on an exposed sandy beach." Marine Pollution Bulletin**44**: 1397-1404.

Lercari, D., L. Bergamino & O. Defeo (2010). "Trophic models in sandy beaches with contrasting morphodynamics: Comparing ecosystem structure & biomass flow." Ecological Modelling**221**(23): 2751-2759.

Lercari, D., R. Vögler, A. C. Milessi, A. Jaureguizar & Velasco G., (2014). Trophic models in the Southwestern Atlantic Ocean: evaluating structure & functioning of coastal ecosystem. Fisheries Centre Research Reports J. Steenbeek, C. Piroddi, M. Coll et al., Fisheries Centre, University of British Columbia: 237.

Lozoya, J. P., A. Carranza, J. Lenzi, E. Machín, F. Teixeira de Mello, S. González, D. Hernández, G. Lacerot, G. Martínez, F. ;Scarabino, J. Sciandro, G. Vélez-Rubio, F. Burgues, D. Carrizo, F. Cedrés, J. Chocca, D. de Álava, S. Jiménez, V. Leoni, P. Limongi, G. López, Y. Olivera, A. Pereira, L. Rubio & F. Weinstein (2015). "Management & research on plastic debris in Uruguayan Aquatic Systems: update & perspectives." Integrated Coastal Zone Management**15**(3): 377-393.

Lozoya, J. P. & O. Defeo (2006). "Effects of a freshwater canal discharge on an ovoviviparous isopod in an exposed sandy beach." Marine & Freshwater Research**57**: 421-428.

Lozoya, J. P., F. Teixeira de Mello, D. Carrizo, F. Weinstein, Y. Olivera, F. Cedrés & M. Fossati (2016). "Plastics & microplastics on recreational beaches in Punta del Este (Uruguay): Unseen critical residents?" Environmental Pollution**218**: 931-941

Lozoya, J. P., J. Gómez & O. Defeo (2010). "Modelling large-scale effects of estuarine & morphodynamic gradients on distribution & abundance of the sandy beach isopod *Excirrolana armata*." Estuarine Coastal & Shelf Science**87**: 472-478.

Lubchenco, J. (1995). " Supplement: Science & Biodiversity Policy." BioScience**45**: 57-59.

McArdle, S. B. & A. McLachlan (1991). "Dynamics of the swash zone & effluent line on sandy beaches." Marine Ecology-Progress Series **76**: 91-99.

McArdle, S. B. & A. McLachlan (1992). "Sand beach ecology: swash features relevant to the macrofauna." Journal of coastal research**2**: 398-407.

McLachlan, A. (1983). Sandy beach ecology. A review. Sandy Beaches Ecosystems. Springer Netherlands 321-380.

McLachlan, A., E. Jaramillo, T. E. Donn & F. Wessels (1993). "Sandy Beach Macrofauna Communities & their Control by the Physical Environment: A Geographical Comparison " Journal of Coastal Research(15): 27-38.

McLachlan, A. & L. E. Jaramillo (1995). "Zonation on sandy beaches." Oceanography and Marine Biology: An Annual Review **33**: 301-335.

Mourglia, V. (2013). Distribución espacio-temporal de la abundancia y riqueza de insectos en una playa arenosa de Uruguay. Maestría, Facultad de Ciencias-UdelaR.

Muniz, P., N. Natalia Venturini, A. M. S. Pires-Vanin, L. R. Tommási & A. Borja (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**: 624-637.

Muniz, P., P. Lana, N. Venturini, R. Elias, E. Vallarino, C. Bremec, C. C. Martins & L. Sandrini Neto (2013). Manual de protocolos para evaluar la contaminación marina por efluentes domésticos: No. 577.727.

Nin, M., A. Soutullo, L. Rodríguez-Gallego & E. Di Minin (2015). "Ecosystem services-based land planning for environmental impact avoidance." Ecosystem Services **17**: 172-184.

NRC (2000). Ecological Indicators for the Nation. National Academy Press. Council. Norwegian Refugee. Washington, D C:180.

O'Brien, A., K. Townsend, R. Hale, D. Sharley & V. Pettigrove (2016). "How is ecosystem health defined & measured? A critical review of freshwater & estuarine studies." Ecological Indicators**69**: 722-729.

Pagliosa, P. & R. Barbosa (2006). "Assessing the environment-benthic fauna coupling in protected & urban areas of Southern Brazil." Biological Conservancy**129**(3): 408- 417.

Panario, D. & O. Gutierrez (2006). Dinámica y fuentes de sedimentos de las playas uruguayas. Bases para la conservación y el manejo de la costa uruguaya. R. Menafra, L. Rodriguez-Gallego, F. Scarabino & D. Conde. Montevideo, Uruguay, Vida Silvestre**i+xiv**: 668.

Parrish, J. D., D. P. Braun & R. S. Unnasch (2003). "Are we conserving what we say we are? Measuring ecological integrity within protected areas." BioScience**53**: 851-860.

Pedragosa, M. (2012). Variabilidad longitudinal de la comunidad macrobentónica de una playa arenosa : efectos del gradiente morfodinámico. Grado, Facultad de Ciencias-UdelaR.

Pearson, T. H. & R. Rosenberg (1978). "Macrobenthic succession in relation to organic enrichment & pollution of the marine environment." Oceanography & marine biology annual review**16**: 229-311.

Perales, J. (2013). Distribución y abundancia de macrofauna bentónica del litoral somero. Máster, Escuela Politécnica Superior de Gandia.

Pielou, E. C. (1975). Ecological Diversity. John Wiley & Sons. New York, U. S. A:
165 pp

Rodil, I. F., M. Lastra & J. López (2009). "Macroinfauna community structure & biochemical composition of sedimentary organic matter along a gradient of wave exposure in sandy beaches (NW Spain)." Hydrobiologia**579**(1): 301-316.

Rosa, L. C. & C. E. Bemvenuti (2006). "Temporal variability of the estuarine macrofauna of the Patos Lagoon, Brazil." Revista de Biología Marina y Oceanografía**41**(1): 1-9.

Schlacher, T. A. & L. Thompson (2012). "Beach recreation impacts benthic invertebrates on ocean-exposed sandy shores." Biological Conservation**149**: 123-132.

Shannon, C. E. & W. Weaver (1949). The Mathematical Theory of Communication. The University of Illinois Press. Urbana, IL, USA: 115.

Short, A. D. (1999). Handbook of beach & shoreface morphodynamics. John Wiley & Sons.

Simboura, N. (2003). "Benthic index vs. Biotic Index monitoring: an answer to Borja et al (2003)." Marine Pollution Bulletin**48**: 405-408.

Simpson, E. H. (1949). "Measurement of diversity." Nature**163**.

Soutullo, A., A. Carranza & C. Clavijo (2013). Aproximación conceptual a la caracterización de los componentes bióticos del sitio seleccionado para la construcción de un puerto de aguas profundas en el departamento de Rocha. IIBCE-MNHN/DICYT-MEC. Montevideo, Uruguay: 22.

Soutullo S., A. Carranza, C. Clavijo (2015). Plan de estudios de corto y mediano plazo y evaluación y perspectivas sobre el proceso de caracterización biótica del sitio seleccionado para la construcción del puerto de aguas profundas. Informe Técnico MNHN/IIBCE-DICYT-MEC. 17 p

Thompson, R. M., U. Brose, J. A. Dunne, R. O. J. Hall, S. Hladysz, R. L. Kitching, N. E. Martinez, H. Rantala, T. N. Romanuk, D. B. Stouffer & J. M. Tylianakis (2012). "Food web: reconciling the structure & function of biodiversity." Trends Ecol Evol **27**: 689–697.

Tierney, G. L., D. Faber-Langendoen, B. R. Mitchell, W. G. Shriver & J. P. Gibbs (2009). "Monitoring & evaluating the ecological integrity of forest ecosystems." Front Ecol Environ **7**: 308–316.

Tosetto, L., C. Brown & J. E. Williamson (2016). "Microplastics on beaches: ingestion & behavioural consequences for beachhoppers" Marine Biology: 163:199.

UNESCO (2001). Convención sobre la Protección del Patrimonio Cultural Subacuático. Paris, Francia.

Unnasch, R. S., D. P. Braun, P. Comer & J. G. E. Eckert (2009). The Ecological Integrity Assessment framework: assessing the ecological integrity of biological & ecological resources of the national park system, Report to the National Park Service.

Veiga, P., M. Rubal, E. Cacabelos, C. Maldonado & I. Sousa-Pinto (2014). "Spatial variability of macrobenthic zonation on exposed sandy beaches." Journal of Sea Research(90): 1-9.

Vickerman, S. & J. Kagan (2014) "Assessing ecological integrity across jurisdictions & scales."

Wentworth, C. K. (1922). "A scale of grade & class terms for clastic sediments." Journal of Geology**30**: 377-392.

Woodward, G., M. O. Gessner, P. S. Giller, V. Gulis, S. Hladyz, A. Lecerf, B. Malmqvist, B. G. McKie, S. D. Tiegs, H. Cariss, M. Dobson, A. Elosegí, V. Ferreira, M. A. S. Graca, T. Fleituch, J. O. Lacoursiere, M. Nistorescu, J. Pozo, G. Risnoveanu, M. Schindler, A. Vadineanu, L. B. M. Vought & E. Chauvet (2012). "Continental-scale effects of nutrient pollution on stream ecosystem functioning." Science**336**: 1438–1440.

Wright, L. D. & A. D. Short (1984). "Morphodynamic variability of surf zones & beaches: a synthesis." Marine Geology**56**: 93-118.

Yannicelli, B., R. Palacios & L. Gimenez (2001). "Activity rhythms of two cirrolanid isopod from an exposed microtidal sandy beach in Uruguay." Marine Biology**138**: 187-197.

Legislación

Ley de Ordenamiento Territorial N° 18308.

Ley General de Protección del Ambiente N°17283.

Ley de Centros Poblados N° 10723.

Código de Aguas. Ley N° 14.859.

Ley N° 14859 Ordenanza Costera de la Intendencia de Rocha, 2003 Ordenanza de Ordenamiento Territorial y Edificación de Punta del Diablo.