



Facultad de Ciencias  
Universidad de la República, Uruguay

Tesina de grado para la obtención del título de Licenciada en Ciencias Biológicas,  
Profundización Oceanografía

**Contaminación por plásticos en playas de Punta del  
Diablo:  
Caracterización y evaluación de su acumulación**

*Bach. Carolina Rodríguez Pérez*

Orientador

*Dr. Juan Pablo Lozoya*  
MCISur-CURE-UdelaR

Co-orientadora

*Dra. Mónica Fossati*  
IMFIA-FING-UdelaR

**Tribunal:** *Dra. Natalia Venturini, Dr. Diego Lercari,  
Dr. Juan Pablo Lozoya*

*Agradezco a mi familia; mis padres, mis hermanos, mi tía, por acompañarme y apoyarme siempre, y no solo en este camino, de forma incondicional. En especial a mi viejo, quien me enseñó a amar el mar y a quien dedico esta carrera, por completo.*

*A mis amig@s, por enseñarme que lo mejor de la carrera son las buenas amistades que se cultivan, esas que nos van a acompañar para siempre. En especial a Lu, Saru, Flo y Chiqui.*

*A mi tutor Jpi, por la paciencia y el tiempo de su vida, que finalmente es lo mejor que tenemos para dar. De la misma forma a Mónica, Nati y Diego, por ser parte de todo este tiempo de aprendizaje.*

*A mis amig@s de Aulamar; Limon, Fede, Mena y Machin. A los Antárticos. A Cami, Flo, Tano, Lula y Pichu, por todos estos años de compañía y amor incondicional. Y a todas esas personas que me crucé en el camino, que luchan por lo que creen, desde su lugar... Gracias!*

## TABLA DE CONTENIDO

Resumen .....	1
Introducción.....	2
La historia del plástico .....	3
Procesos de dispersión .....	4
La problemática del plástico en el ambiente.....	5
La problemática para Uruguay.....	9
Objetivos e Hipótesis.....	11
Métodos .....	12
Zona de estudio .....	12
Estrategia general de muestreo y análisis de residuos plásticos .....	16
Usos y aportes terrestres .....	17
Dinámica oceánica y costera.....	18
Geomorfología .....	18
Hidrodinámica .....	18
Análisis de datos .....	20
Resultados.....	21
Residuos plásticos.....	21
Usos y aportes terrestres .....	27
Dinámica oceánica y costera.....	28
Caracterización geomorfológica .....	28
Caracterización hidrodinámica .....	29
Mareas .....	29
Salinidad .....	30
Corrientes .....	30
Vientos .....	32
Oleaje .....	33
Discusión .....	35
Presencia de plásticos en Punta del Diablo.....	35
Distribución de los residuos plásticos.....	35

Morfología e hidrodinámica asociada a la dispersión y acumulación de plásticos .....	37
Implicancias ecológicas .....	40
Conclusión .....	41
Consideraciones finales .....	42
Bibliografía.....	43
Anexo 1 – Análisis estadísticos .....	54
Anexo 2 – Imágenes complementarias .....	59

## TABLAS Y FIGURAS

<b>Tabla 1.</b> Resultados de Análisis de Varianza (ANOVAs) de una y dos vías. ....	22
<b>Tabla 2.</b> Caracterización de las fuentes terrestres en LBS (“Land Base Sources”) para cada playa analizada. ....	27
<b>Tabla 3.</b> Caracterización geomorfológica de las playas analizadas en las dos épocas de muestreo. Se detalla la orientación del arco de playa, el tamaño medio de grano (mm), la pendiente de la playa, y los valores de BDI obtenidos (“Beach Deposit Index”- Soares, 2003). ....	29
<b>Figura 1.</b> Nomenclatura de los residuos plásticos en base a la escala de tamaños. Adaptado de Van Cauwenberghe et al. (2015).....	6
<b>Figura 2.</b> Zona de estudio. (a) Uruguay; (b) región costera de Punta del Diablo, en amarillo: boyas de datos hidrodinámicos, extraídos del MOHID y WAVEWATCH III; (c) en rojo: sitios de relevamiento de plásticos. Fuente: Google Earth. ....	14
<b>Figura 3.</b> Situación y evolución histórica de la región costera de Punta del Diablo, Rocha. (a) Fotografía aérea del campo dunar en 1943 próximo a Laguna Negra; (b) fotografía aérea de 1966, pérdida y erosión del cordón dunar; (c) situación actual. Fuente: MVOTMA (a y b); Google Earth (c). ....	15
<b>Figura 4.</b> Selección de distribución de tallas para utilizar en el presente trabajo durante el procesamiento de residuos plásticos según la nomenclatura adaptada de Van Cauwenberghe et al. (2015). ....	17
<b>Figura 5.</b> Diferenciación de los residuos pellets en cuatro categorías de color (De izquierda a derecha: blancos, amarillos, ocre y marrones), según lo propuesto por Turner & Holmes (2011). ....	17

<b>Figura 6.</b> Abundancias totales de residuos plásticos en a) ítems/m <sup>2</sup> y b) g/m <sup>2</sup> encontrados en los sitios estudiados para invierno y verano, en Punta del Diablo, Rocha. Se detallan con A,B,C las diferencias significativas encontradas entre grupos.....	23
<b>Figura 7.</b> Composición media de los residuos encontrados (ítems/m <sup>2</sup> ) para cada sitio de muestreo entre invierno y verano, distinguido entre fragmentos plásticos y pellets de resina...	25
<b>Figura 8.</b> Abundancia porcentual de fragmentos plásticos según la distribución de tallas (mm), para cada sitio en invierno y verano, en Punta del Diablo, Rocha. (P.I.: Pueblo Invierno; P.V.: Pueblo Verano; V.I: Viuda Invierno; V.V: Viuda Verano; F.I.: Fabeiro Invierno; F.V: Fabeiro Verano; B.I.: Buzón Invierno; B.V.: Buzón Verano).....	26
<b>Figura 9.</b> Perfil de playa de cada sitio estudiado en ambos momentos de muestreo.....	28
<b>Figura 10.</b> Serie temporal de la oscilación de la superficie libre del mar durante 2015 para el punto 66,265, mostrando la marea meteorológica (azul), como componentes de la marea total (medio). .....	29
<b>Figura 11.</b> Serie temporal de la variación de la salinidad durante el año 2015 para el punto 66,265 distinguido en capa de fondo (azul) y superficie (rojo). .....	30
<b>Figura 12.</b> Análisis de dirección e intensidad de corriente superficial en forma de rosa para los 3 puntos analizados.....	32
<b>Figura 13.</b> Análisis de dirección e intensidad del viento, en forma de rosa, para los 3 puntos simulados.....	33
<b>Figura 14.</b> Rosa de distribución de dirección e intensidad (Altura de ola – Hs) de ola para los puntos B4 (izquierda) y B5 (derecha) .....	34
<b>Figura 15.</b> Representación general de los resultados obtenidos a modo de resumen. (Flechas representan la dirección principal de los siguientes factores, D.L.: Deriva Litoral; V: Vientos; T: Aportes Terrestres. Círculos representan proporcionalmente la abundancia general de residuos encontrada en cada sitio para cada época de muestreo, P.I.: Pueblo Invierno; P.V.: Pueblo Verano; V.I: Viuda Invierno; V.V: Viuda Verano; F.I.: Fabeiro Invierno; F.V: Fabeiro Verano; B.I.: Buzón Invierno; B.V.: Buzón Verano).....	39



## RESUMEN

La contaminación por plásticos en los ecosistemas marinos y costeros ha contribuido a la alarma ambiental a nivel global en las últimas décadas. Los residuos plásticos marinos, debido a sus características propias, su continuo uso y el déficit en su gestión, afectan dichos ambientes e interactúan directamente con la biota asociada provocando grandes impactos. Sin embargo en Uruguay, aún es escasa la información científica en relación a dicha problemática. En este sentido, fue cometido de la presente tesina analizar los residuos plásticos presentes en 2 playas al suroeste del balneario de Punta del Diablo (Rocha), evaluando los principales factores que determinaron su acumulación. Estos resultados buscan aportar al conocimiento científico actual sobre esta temática en Uruguay, y a mejorar la interpretación de los patrones y procesos que actúan en esta problemática a escala local.

Se realizaron dos muestreos estacionales (invierno y verano), con énfasis en microplásticos (<5mm), en 2 sitios pertenecientes a la playa Viuda; *Pueblo* y *Viuda*, y 2 sitios pertenecientes a la playa Fabeiro; *Fabeiro* y *Buzón*. Además, se analizó un modelo hidrodinámico para la zona y se caracterizó el grado de uso y la geomorfología para cada sitio, buscando identificar los posibles factores influyentes en la acumulación de estos residuos. Se procesaron 96 m<sup>2</sup> de arena y se obtuvieron 10.173 ítems plásticos (563,66 g) en total, con una abundancia media general de 106 ítems/m<sup>2</sup> y 5,87 g/m<sup>2</sup>. Se encontró una distribución no homogénea de los residuos plásticos, ni en el tiempo ni en el espacio. En invierno dicha acumulación desigual correspondió principalmente a la mayor abundancia encontrada en *Fabeiro* respecto a *Pueblo*, y en verano entre el sitio *Pueblo* y *Buzón*. En el sitio *Pueblo* se observaron influencias tanto terrestres como oceánicas en la presencia de dichos residuos. Sin embargo, en el sitio *Fabeiro*, donde se da una particular exclusión del turismo, una gran distancia al centro poblado, y una gran influencia de vientos del sector S-O, posiblemente la presión oceánica fue la principal responsable en dicha acumulación, sugiriendo a dicho sitio como un “basurero natural” de comportamiento itinerante entre fuente y sumidero de residuos plásticos en función de las condiciones hidrodinámicas de la zona. De todos modos los resultados de la modelación oceánica fueron descriptivos, pero no concluyentes.

## INTRODUCCIÓN

Las zonas costeras y los ecosistemas marinos asociados son sistemas dinámicos formados por componentes bióticos y abióticos, que interactúan a través de complejos intercambios de energía, nutrientes y desechos. Estos intercambios son resultado de procesos biológicos, físicos y químicos característicos del funcionamiento de cada ecosistema (Turner & Schaafsma, 2015). Los ecosistemas proveen así funciones y servicios fundamentales, pero ante todo, su condición natural les confieren un valor intrínseco propio, que los convierte de objeto a sujeto (Gudynas, 2011).

Entre las principales funciones ambientales que proveen se encuentra la filtración, purificación del aire, aguas y suelos; el ciclado de nutrientes; la regulación del clima; la amortiguación de tormentas; la provisión de refugio y hábitat; y el almacenamiento de material genético (Turner & Schaafsma, 2015). Además, estos ecosistemas proveen un amplio rango de paisajes que posibilitan diversos usos y actividades humanas, adjudicándoles un valor agregado al propio valor natural (e.g. James, 2000; Brener et al., 2006; Beaumont et al., 2007; Munang et al., 2013). Dichos ambientes dinámicos, sujetos de constantes cambios, se encuentran expuestos a presiones ambientales características de su distribución espacial. Pero además, las presiones humanas sobre ellos han aumentado significativamente en los últimos años (e.g. “Antropoceno” - Steffen et al., 2011), intensificando procesos de erosión, degradación, pérdida y contaminación, entre otros (McLachlan & Defeo, 2017). Dentro de la contaminación por residuos antropogénicos marinos (“AMD” por su sigla en inglés), encontramos ítems atribuibles a diversas categorías según el material que los compone (e.g. plástico, metal, cartón, madera, vidrio, espuma). Sin embargo, la mayor proporción de éstos se atribuye a los residuos plásticos (Thiel et al., 2013), los cuales se distribuyen por todos los océanos y costas del mundo en una amplia variedad de tamaños, tipos, colores y formas (Cozar et al., 2014; Eriksen et al., 2014). En este contexto, una de las alarmas ecológicas globales más relevantes de las últimas décadas la representa la contaminación por residuos plásticos (Avio et al., 2017). Estos materiales sintéticos derivados del petróleo han alcanzado inmensas, e incluso, incalculables cantidades debido a su versatilidad y bajo costo (Jambeck, 2015). Sin embargo, esta situación aún empeorará más en cuanto la población siga en aumento y se mantengan las costumbres de consumo y deshecho, sin una correcta generación, implementación y fiscalización de



normativas sobre la gestión de los mismos a nivel local (Lozoya et al., 2015) y regional (e.g. Derraik, 2002).

### **La historia del Plástico**

Desde los primeros reportes donde se documentaba la presencia de plásticos en los ecosistemas marinos a fines de los 60's (e.g. Kenyon & Kridler, 1969), hasta adjudicarle el nombre de "Age of Plastic" ("Era de Plástico") a la presente era (Thompson et al., 2009), el uso de polímeros plásticos, sus impactos ambientales y la producción científica al respecto ha crecido notablemente (e.g.; Barboza & Giménez, 2015). En 1839 el alemán Eduard Simon sintetizó por primera vez el Poliestireno (PS), pero no fue hasta 1907 que el químico Leo Baekeland desarrolló la "Baquelita", el primer polímero sintético real. A partir de entonces se desarrollaron durante los primeros años del siglo XX al menos 15 nuevas clases de polímeros. Entre ellos, el Polietileno de baja densidad (LDPE), el Polietileno de alta densidad (HDPE), el Polipropileno (PP), el Polivinilo clorado (PVC), el Poliestireno (PS), y el Polietileno tereftalato (PET), en los que se basa el 90% de la producción actual de plástico (Andrady, 2009). A partir de su producción comercial entre 1930 y 1940, y debido a su gran versatilidad, presentaron numerosas ventajas para un amplio rango de actividades y usos (e.g. Jambeck, 2015). El uso de aditivos químicos en su fabricación, confiriéndoles mejores características físicas y estéticas, ha propiciado que los plásticos dominen el consumo en los mercados, desplazando materiales más tradicionales como la madera o la lana (Andrady, 2009; Lusher et al., 2017). En 2008 la demanda mundial de plásticos significó una producción de 245 millones de toneladas, mientras que en 2015 la producción mundial alcanzó los 350 millones de toneladas (incluyendo la producción de fibras sintéticas, Andrady, 2009; Plastics Europe, 2015; Lusher et al., 2017).

En cuanto a las zonas costeras, Jambeck (2015) estimó para el 2010 una producción de 2.5 billones de toneladas de residuos sólidos para 6.4 billones de personas en 192 países costeros ubicados hacia los océanos Pacífico, Atlántico, Índico, y mares Negro y Mediterráneo, de los cuales el 11% (unos 275 millones de toneladas) fueron residuos de plástico. De las 99.5 millones de toneladas que fueron generadas directamente en regiones costeras de esos países en el 2010, 31.9 millones de toneladas fueron clasificadas por el autor como "sin manejo", por lo que estimaron que entre 4.8 y 12.7 millones de toneladas llegarían directamente al mar, representando entre 1.7 y 4.6% del

total de plástico producido en esos países costeros. Cabe aclarar sin embargo, que esta estimación solo consideró el aporte terrestre, dejando de lado los residuos plásticos producidos por las pesquerías (Unger & Harrison, 2016) y el tráfico marítimo (Bergmann et al., 2015). Siguiendo el análisis realizado por Jambeck (2015), y considerando exclusivamente los aportes terrestres, de no generar nuevos desarrollos en tecnología e infraestructura que mejoren el manejo y la recuperación de estos residuos en los cuerpos de agua, junto con mayores esfuerzos en educación, y una disminución en la producción y consumo de estos materiales, en 2025 la cantidad de residuos plásticos aumentaría en un orden de magnitud.

La contaminación por plásticos, es una problemática global, pero con gran variabilidad regional. En las últimas décadas estos materiales han sido bien estudiados debido al gran desafío que representan para la salud y el funcionamiento de los ecosistemas marino-costeros (Bergmann et al., 2015).

### **Procesos de dispersión**

Los residuos plásticos son introducidos en los ambientes marinos directa e indirectamente a través de distintas vías. Las fuentes terrestres constituyen cerca del 80% de los residuos que llegan al mar (Andrady, 2011). Estos residuos provienen tanto de industrias (por ejemplo pellets de resina utilizados en la pre-producción de plásticos, el almacenaje y transporte de productos), como de los centros urbanos donde se concentran los desechos residenciales, incluyendo los “microbeads” contenidos en cosméticos. Estos materiales son descargados directa o accidentalmente hacia ríos y arroyos, y de allí a mares y océanos, principalmente como resultado de una insuficiente o nula gestión de los residuos. Sin embargo, existen otras fuentes no terrestres, como la industria pesquera, que representa cerca del 18% del ingreso de residuos plásticos al mar, entre otros por el aporte de redes fantasmas (Andrady 2011; Tschernij & Larsson, 2003; Unger & Harrison, 2016). También de origen marino, los barcos comerciales y turísticos, y las industrias marinas como la del petróleo o la acuicultura son responsables del ingreso directo de materiales plásticos a los ecosistemas marinos (Astudillo et al., 2009; Cole et al., 2011).

Así, los residuos plásticos se distribuyen en los océanos en función de las corrientes y los vientos superficiales que los impulsan, pudiendo desplazarse horizontal o verticalmente en la columna de agua, alcanzando múltiples destinos (van Sebille et al.,

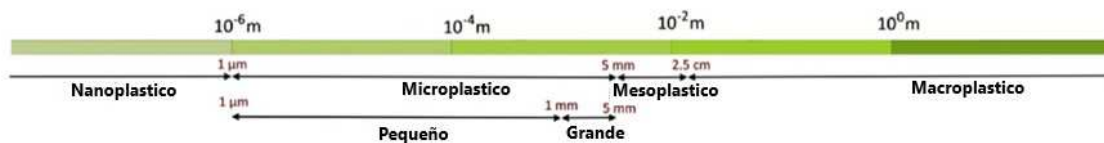
2012). Durante este transporte los residuos pueden caer y depositarse en el fondo marino (por ejemplo debido a incrustaciones de organismos sésiles que aumentan su densidad), flotar en la superficie, alcanzar las costas y acumularse en el sedimento costero o ser ingeridos por diversos animales introduciéndose en las redes tróficas (Galgani et al., 2000). Sin embargo, una vez que alcanzan dichos destinos, pueden ser removidos nuevamente para dirigirse a nuevos sitios de deposición, modificándose el carácter de sumidero a fuente, o viceversa (Ryan et al., 2009). La distancia que estos residuos pueden ser transportados depende por lo tanto de su tiempo de flotabilidad, el cual puede variar durante el propio proceso de dispersión (Astudillo et al., 2009). Incluso, la distancia recorrida y el origen de cada material flotante pueden ser rastreados considerando información de las corrientes y dirección e intensidad de los vientos incidentes en dicho transporte (Critchell et al., 2015; Critchell et al., 2016; Hardesty et al., 2017). Según Critchell et al. (2015), los residuos provenientes de cursos de agua continentales tienen un rango de dispersión menor y más predecible que aquellos que vienen de fuentes oceánicas. Incluso, estos autores afirman que cuanto más lejana sea la fuente mar adentro (“offshore”) mayor variabilidad tendrá su destino debido al mayor tiempo que permanecen influenciados por el viento. Aún siendo el flujo de agua muy variable en las zonas costeras, debido a los cambios diarios de dirección por las mareas y los distintas direcciones de incidencia de los vientos, la topografía también juega un rol fundamental en la determinación de las áreas de acumulación. Sin embargo, la dirección dominante de los vientos es el principal factor en dicho proceso, por lo que las costas orientadas hacia las direcciones de los vientos predominantes acumularían proporcionalmente mayor cantidad de residuos (Critchell et al., 2015). Si bien el rol de las corrientes está bien identificado en este proceso de dispersión, la dinámica de los vientos parece aún más relevante para los residuos con alta flotabilidad y gran parte de su volumen sobre la superficie del agua (Astudillo et al., 2009; Ballent et al., 2012). Incluso algunos estudios proponen una relación inversa entre las condiciones hidrodinámicas y la concentración de microplásticos, donde los sitios de mayor energía e intensidad de corriente presentarían una menor acumulación de residuos (Vianello et al., 2013).

### **La problemática del plástico en el ambiente**

Si bien la biodegradación de estos materiales no se contempla dentro de la escala temporal humana, este proceso es aún más lento en el agua de mar (respecto a la tierra)

sobre todo debido a las bajas temperaturas de estos ambientes (Ríos et al., 2007). Sin embargo, una vez los plásticos alcanzan los cuerpos de agua estos experimentan cambios, y comienzan un proceso de degradación y fragmentación desde “macro” o “meso” plásticos a “microplásticos”, conducidos por actores ambientales externos como la acción mecánica del viento y las olas, la radiación solar, la disponibilidad de oxígeno y la interacción con animales (Barnes, 2009; Verma, 2016).

El término “microplásticos” ha sido atribuido a diferentes tamaños en la literatura, sin embargo ha surgido la necesidad de adoptar una definición única para referirse a esta categoría con el fin de estandarizar metodologías en el estudio comparativo de esta problemática (Hidalgo-Ruz et al., 2012). En este sentido, y a utilizarse en el presente trabajo, se define bajo el término “microplástico” a aquellos ítems menores a 5mm (500µm), distinguidos entre microplásticos pequeños (1µm-1mm) y microplásticos grandes (1mm-5mm) (Van Cauwenberghe et al., 2015) (Fig. 1). Los ítems mayores a esta medida se definen como meso y macroplásticos (Arthur et al., 2009; Barnes, 2009; Andrady et al., 2011).



**Figura 1.** Nomenclatura de los residuos plásticos en base a la escala de tamaños. Adaptado de Van Cauwenberghe et al. (2015).

Los microplásticos pueden separarse según su origen en “microplásticos primarios” y “microplásticos secundarios”. Dentro del primer grupo se encuentran los microplásticos de fuentes primarias, que han sido manufacturados en ese rango de tamaños, como son los pellets de resina o los “microbeads” contenidos en artículos personales o de higiene (Hidalgo-Ruz et al., 2012). Los pellets de resina son pequeños gránulos de forma cilíndrica o similar, de algunos mm de diámetro, utilizados a nivel industrial para la producción de otros ítems plásticos (Mato et al., 2001; Karlsson et al., 2018). Particularmente los microplásticos primarios pueden ser liberados accidentalmente durante su procesamiento o transporte, hacia los cuerpos de agua, ya que no son retenidos en las plantas de tratamientos de agua (Waller et al., 2017). Debido a esto son ampliamente distribuidos en las costas de todo el mundo, por lo cual son sujeto de un activo monitoreo participativo a nivel global (*International Pellet Watch*) debido a su

rápida dispersión en los ecosistemas marinos, y a sus problemáticas asociadas a la presencia de contaminantes orgánicos persistentes (COPs) en su superficie (Mato et al., 2001). Sin embargo, a diferencia de éstos, los microplásticos secundarios son producto de la degradación de un ítem mayor, o “macroplástico”, y por lo tanto no han sido diseñados desde su manufactura con ese tamaño (Hidalgo-Ruz et al., 2012).

Uno de los mayores desafíos aparejados por la amplia distribución y fragmentación de estos materiales en los ecosistemas acuáticos es la interacción directa con la biota marina a través del enredo y la ingestión (Laist, 1987; Derraik, 2002). Grandes cantidades de redes y residuos de pesca son descartadas accidentalmente y quedan flotando a la deriva en mares y océanos del mundo, ocasionando grandes impactos en todo tipo de organismos (Possatto et al., 2014; Unger & Harrison, 2016). Además, debido a su disponibilidad en un gran rango de tamaños, los residuos de plásticos son continuamente consumidos por distintos tipos de organismos, desde zooplancton (Frias, 2014) hasta grandes mamíferos y aves marinas (Baulch & Perry, 2014; Lenzi et al., 2016). De esta forma los plásticos componen accidentalmente la dieta de distintas especies, ingresando así a las redes tróficas, y provocando innumerables daños como obstrucción intestinal, infecciones, problemas digestivos y respiratorios, disminución de la movilidad, cambios en el comportamiento alimenticio y reproductivo, y finalmente la muerte (Laist, 1987; Browne et al., 2008).

Sin embargo, si bien el impacto directo sobre la biota es mecánico, estos materiales sintéticos pueden transportar además compuestos químicos de gran tamaño molecular. Estos compuestos químicos se categorizan en dos grupos; a) aditivos, monómeros y oligómeros de las moléculas componentes del plástico, y b) compuestos químicos hidrofóbicos que en el mar se adsorben a los residuos de plástico debido a la afinidad por su superficie hidrofóbica (Cole et al., 2011).

Dentro de las implicancias asociadas al primer grupo, se encuentra la toxicidad de los aditivos, como “Ftalatos”, que son mezclados junto con los polímeros durante su fabricación. Para su perfeccionamiento físico se utilizan rellenos inorgánicos para reforzar el material en sí mismo, estabilizadores térmicos para conservar su forma aún bajo altas temperaturas (ej.: Polibrominado difenileter–PBDE), inhibidores de degradación microbiana (ej.: triclosan), compuestos maleables para darles flexibilidad, retardantes de llama y estabilizadores de rayos UV para prevenir su degradación ante

exposición al sol, mientras que para su perfeccionamiento estético son usados colorantes de distintos tipos y aditivos opacantes (Andrady 2009; Cole et al., 2011). Estos aditivos usados comúnmente (e.g. PBDEs, Ftalatos, y el monómero constituyente de Bisfenol A-BPA), son transferidos a los animales durante la ingestión accidental del plástico, pudiendo provocar interferencia con procesos biológicos básicos, así como resultar en desórdenes endócrinos debido a su capacidad de ser confundidos o interferir en la síntesis de hormonas endógenas (Cole et al., 2011; Pérez-Albaladejo et al., 2017; Vandenberg et al., 2017).

El segundo grupo de compuestos químicos lo conforman diversos poluentes orgánicos persistentes (COPs) como Alkilbenzenos, Hidrocarburos clorados, Hidrocarburos Policíclicos Aromáticos (PAHs), Pesticidas Organoclorados como DDTs y Polibrominados bifenoles (PCBs) (Teuten et al., 2009). Estos compuestos se encuentran universalmente distribuidos en los océanos a bajas concentraciones y son atraídos a las superficies de los meso y microplásticos debido a su hidrofobicidad, donde se concentran a varios órdenes de magnitud mayor de lo que se encuentran en el agua de mar (Andrady, 2011). Son compuestos lipofílicos estables, de origen natural o antropogénico, y de gran toxicidad debido a que poseen un gran rango de efectos crónicos, como disrupción endócrina, mutagénesis y carcinogénesis (USEPA 2005, Ríos et al., 2007). Durante la ingestión de estos materiales sintéticos por parte de la biota marina, estos compuestos orgánicos persistentes ingresan a la red trófica, siendo sujetos de bioacumulación y biomagnificación en los organismos, alcanzando incluso a ser parte de la dieta humana.

Si bien la toxicidad de estos compuestos a través de la ingestión de plásticos a larga escala aún se continúa investigando, se ha sugerido la transferencia de PBDEs derivados de plásticos en al menos una especie de ave (*Puffinustenuirostris*, Tanaka et al., 2013). Por otra parte, algunos autores determinaron que para el caso del PVC la mayor relevancia estaría asociada a su rol en el transporte de estos poluentes hacia áreas remotas, y no tanto como fuente hacia organismos marinos (Bakir et al., 2014). De todos modos en algunos países el uso de algunos de estos aditivos se ha restringido o controlado por sus consecuencias en la salud humana, sobre todo para aquellos plásticos utilizados en productos alimenticios, de salud o juguetes (Andrady, 2009). Además de concentrar y transportar sustancias químicas, los residuos de plástico son también vectores en la dispersión de especies exóticas, pudiendo llevar organismos adheridos a

su superficie a través de los mares y océanos (Barnes & Milner, 2005; Astudillo et al., 2009; Bravo et al., 2011; Breves et al., 2014).

### **La problemática en Uruguay**

A nivel mundial el estudio de los impactos asociados a los AMD, su acumulación y fragmentación alcanzan un nivel significativo dentro de la producción científica (e.g. Schulz et al., 2013; Thiel et al., 2013; Cozar et al., 2014), mientras que en Uruguay recién empiezan a tomar relevancia a través de aproximaciones multidisciplinarias que buscan integrar todas las dimensiones de esta problemática (e.g. Vélez-Rubio et al., 2013; Breves et al., 2014; Jiménez et al., 2015; Lozoya et al., 2015, 2016; Lenzi et al., 2016; Franco-Trecu et al., 2017).

En Uruguay, las descargas de los ríos tributarios sobre el estuario del Río de la Plata y el frente salino resultante, cumplen el rol de transportar y mantener retenidos los residuos plásticos vertidos en la zona (Acha et al., 2003; Lozoya et al., 2015). Para el año 2015 se identificaron para Uruguay al menos 13 vertederos a cielo abierto a menos de 300m de cuerpos de agua, que probablemente transporten dichos residuos directamente hacia el mar (Lozoya et al., 2015). Estas grandes superficies de deposición de residuos urbanos, junto con asentamientos irregulares próximos a ríos o cañadas, podrían estar aportando continuamente estos residuos hacia grandes cuerpos de agua. Estudios recientes demostraron que el 100% de los peces estudiados del Río de la Plata contenían microplásticos en su contenido estomacal, con abundancias mayores en aquellos individuos capturados cerca de las descargas de aguas pluviales (Pazos et al., 2017). Durante períodos de mayor precipitación en las cuencas de los tributarios del Río de la Plata (e.g. fenómeno acoplado océano-atmosfera “El Niño Oscilación Sur”-ENOS), la pluma de descarga es mayor. En condiciones de viento con componente sur, dicha pluma de agua dulce se desplaza en mayor medida sobre el litoral Noreste (Guerrero et al., 1997; Fossati et al., 2014). Por lo tanto, los residuos vertidos sobre el Río de la Plata podrían ser distribuidos en gran parte de las costas de Uruguay, de Oeste a Noreste, alcanzando incluso las costas pertenecientes a la región oceánica. Sin embargo, en el grupo de arcos costeros pertenecientes a dicha región oceánica, es necesario contemplar otros factores actuantes en dicha distribución.

Casi una década atrás, los mayores desafíos para la biodiversidad en playas de la ecoregión oceánica uruguaya (i.e. de Santa Mónica-Maldonado a Barra del Chuy-Rocha) se vinculaban a las descargas del Canal Andreoni, vertiendo directamente hacia el Océano Atlántico fertilizantes y aguas de riego con un impacto directo en el ecosistema costero (Defeo et al., 2009). Para ese entonces no se consideraban a los residuos antropogénicos marinos como una fuerte amenaza, ni tampoco estas descargas de agua dulce como uno de los principales vectores de residuos plásticos hacia el océano. En la actualidad, esta creciente problemática global ya tomó su lugar incluso en el panorama local (McLachan & Defeo, 2017). Estos factores, junto con distintos grados de presión antrópica sobre los ambientes costeros, devienen en distintos grados de contaminación y alteración de las condiciones naturales de los mismos. Particularmente sobre la Costa Atlántica de Uruguay, el balneario de Punta del Diablo, no escapa a estas problemáticas. Ante diversos cambios económicos, sociales y ambientales, dicho balneario sufre actualmente impactos antrópicos en sus playas, debido entre otros a la acumulación de residuos plásticos (Limongi, 2017). Éstos llegan a dichas costas a través de diversas fuentes, afectando uno de los ecosistemas naturales más relevantes y atractivos de la región. En este sentido, la comprensión de la dinámica costera y oceánica de las zonas costero-marinas a pequeñas escalas temporales, resulta fundamental para abordar esta problemática ambiental en estos sistemas costeros (Fossati et al., 2014).

Durante el año 2015, se desarrolló una investigación participativa en la playa Fabeiro con alumnos de la escuela n° 96 de Punta del Diablo, en el marco de un proyecto de extensión aprobado y financiado por la Unidad de Extensión y el SCEAM (UDELAR) a cargo del Colectivo AULAMAR. Durante el desarrollo de este proyecto, se invitó a participar de un muestreo participativo en la playa “El Fabeiro” a los niños, padres y vecinos del balneario, recolectando un total de aproximadamente 100kg de basura general, que fue clasificada por tipo y posteriormente pesada. Además de esta recolección general, se realizó un muestreo de microplásticos para observar y cuantificar residuos plásticos flotantes menores de 5mm (i.e. microplásticos) (Rodríguez et al., 2015). A partir de esta experiencia, se logró identificar una zona de acumulación natural de residuos, donde seguramente la dinámica oceánica y los vientos cumplan un rol fundamental. Este escenario fue de particular importancia como puntapié para investigaciones innovadoras sobre el papel de los factores oceánicos en estos procesos, ya que de forma natural se excluyen las dos principales fuentes terrestres de residuos



antrópicos: el turismo y la urbanización. De esta línea de trabajo surgió la inquietud y oportunidad de llevar adelante el presente trabajo de tesina de grado, así como nuevos proyectos a realizarse en los siguientes años junto con el Colectivo AULAMAR.

## **OBJETIVOS E HIPOTESIS**

En este contexto, el objetivo general de la presente propuesta de tesis de grado fue analizar y caracterizar los residuos plásticos presentes en las playas al suroeste del balneario de Punta del Diablo (Rocha), evaluando los principales factores que determinarían su acumulación. A partir de este objetivo general se desprendieron objetivos específicos (OE), a partir de los cuales testear una serie de hipótesis de trabajo (H) vinculadas a ellos.

### **Objetivos específicos e hipótesis:**

1. OE1: Caracterizar y cuantificar los residuos plásticos, con énfasis en microplásticos, que llegan a las playas oceánicas “El Fabeiro” y “La Viuda” del balneario Punta del Diablo (Rocha).

H1: Existe una gran acumulación de residuos microplásticos en las playas oceánicas “El Fabeiro” y “La Viuda” del balneario Punta del Diablo (Rocha), que no es homogénea ni en el tiempo ni en el espacio.

2. OE2: Caracterizar usos y presiones humanas vinculados al aporte de origen terrestre y la concentración de microplásticos para cada una de estas playas.

H2: La acumulación y el tipo de residuos plásticos encontrados están directamente relacionados con el gradiente de uso y la cercanía a los centros urbanos, debido a la relevancia de los aportes de origen terrestre.

3. OE3: Caracterizar el componente oceánico de las playas estudiadas como insumo en la exploración de posibles vínculos con los aportes de residuos de origen marino a las playas

H3: La dinámica oceánica y costera influye en la deposición y acumulación de residuos microplásticos sobre la costa.

## MÉTODOS

### Zona de estudio

La costa de Uruguay, que se extiende 140km sobre los ríos tributarios del Río de la Plata, 320km sobre la región estuarina y 210km sobre el Océano Atlántico (Lercari & Defeo, 2006; Lozoya et al., 2010), concentra el 70% de la población del país y el 90% de los ingresos derivados del turismo a nivel nacional (INE, 2008; Ministerio de Turismo, 2017). El Río de la Plata es el estuario más ancho del mundo (220km de ancho en su boca) con una descarga anual promedio de 22.000 m<sup>3</sup>/s (Framinan & Brown, 1996), que representa uno de los ambientes estuarinos más importante de América del Sur. Se caracteriza por tener una conexión permanente con el océano Atlántico (Acha et al., 2003; Campos et al., 2008), por lo que el Estuario del Río de la Plata es el acceso marítimo a un complejo sistema fluvial que se conecta con la Cuenca del Amazonas, siendo una ruta clave para los grandes puertos de la región. Esta condición, sumado a los aportes recibidos de los ríos Paraná, Paraguay y Uruguay, convierte a este ecosistema estuarino en el área de deposición de las descargas continentales de gran parte de América del Sur (Simionato et al., 2009; Lozoya et al., 2015; Lebreton et al., 2017). El Río de la Plata presenta dos periodos contrastantes en función de la dinámica de dichas descargas: un “periodo frío” durante otoño-invierno, donde se da la máxima descarga en dirección NE a lo largo de la costa uruguaya; y un “período cálido” en primavera-verano donde disminuyen las descargas y dichas aguas fluyen en dirección Sur a lo largo de la costa argentina (Guerrero et al., 1997).

La región atlántica, comprende parte de la costa del departamento de Maldonado y la totalidad de la costa del departamento de Rocha. Esta costa tiene una orientación perpendicular al SE y presenta una amplia plataforma continental que, tomando la isobata de 200m como referencia, tiene en ancho de entre 140 y 180km. Entre la línea de costa y la isobata de 50m, la presencia de bancos de arena y pozos determinan una batimetría irregular (Alonso et al., 2015). A nivel oceanográfico, las playas sobre el Río de la Plata y sobre el litoral atlántico experimentan un régimen micromareal semidiurno, con dos mareas altas y dos bajas por día (Goso et al., 2011), debido a lo cual las características de las playas de la región oceánica están determinadas principalmente por las condiciones de vientos y oleaje sobre ellas (Panario & Gutierrez, 2006). La franja costera de esta región se caracteriza por extensos arcos de playas arenosas con

afloramientos rocosos, que presentan varias morfologías desde reflectivas (pendiente pronunciada, mayor tamaño medio de grano, mayor energía) a disipativas (pendiente suave, menor tamaño medio de grano, menor energía) (Short, 1996; Defeo & McLachlan, 2005). Además, la influencia de eventos de tempestades, con fuertes vientos y olas de tormenta, resultando en procesos erosivos en aproximadamente un 32% del total de dicha zona. Las geoformas presentes muestran la acción de procesos erosivos que actúan desde el Cuaternario alto (Goso et al., 2011).

Desde el punto de vista demográfico y turístico, Uruguay es el país de América del Sur que recibe más turismo en relación a su población. Particularmente la región oceánica presenta una demografía variable entre los meses de invierno y verano debido al alto flujo de turistas en la temporada estival. Al año 2008, vivían 36.318 habitantes (GEO Uruguay 2008), mientras que durante el año 2013, dicha región oceánica recibía aproximadamente 170.412 turistas por año (INE, 2014). Sin embargo, se calcula que para el año 2016 aproximadamente 1 millón de turistas visitaron la región Este del país (incluyendo además los departamentos no costeros de Lavalleja, Treinta y Tres y Cerro Largo) (Informe Uruguay XXI, 2017).

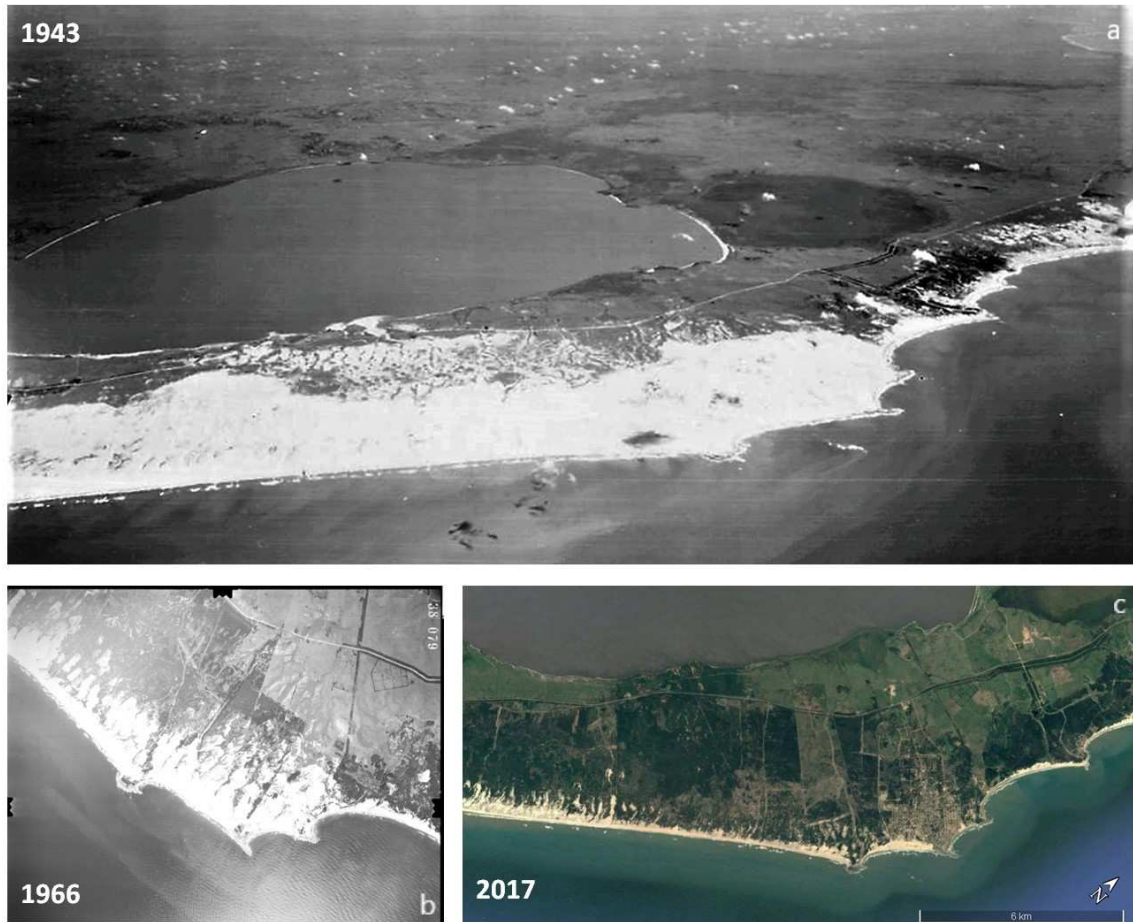
### Punta del Diablo

El balneario de Punta del Diablo está ubicado en el departamento de Rocha y se caracteriza por estar emplazado en una punta rocosa (Gómez Pivel, 2006)(Fig. 2). En los años 40 esta zona del departamento se caracterizaba por tener un sistema dunar de gran movilidad que llegaba hasta cerca de la Laguna Negra, sobre la Ruta 9 (González Sena, 1970)(Fig. 3). Sin embargo, llegando a los años 60, el área ya sufría procesos de pérdida dunar debido principalmente al fraccionamiento y el inicio de la forestación en predios cercanos a la costa (Fig. 3). Esta actividad fue aumentando cada vez más en dirección hacia la costa, resultando en una disminución y fijación del cordón dunar, hasta llegar a la situación actual (Fig. 3). Si bien en su origen Punta del Diablo fue un típico pueblo de pescadores artesanales dedicados a la pesca del tiburón y a la producción del “bacalao criollo” (Nuestra Tierra, 1970), en los últimos 20 años el desarrollo turístico de esta zona costera ha generado importantes cambios en la estructura social, económica y edilicia del pueblo, desplazando en parte esta actividad tan típica y tradicional (Arismendi, 2011). En la actualidad los espacios físicos son compartidos de manera muy desigual entre estas dos actividades principales (Arismendi, 2011).



**Figura 2.** Zona de estudio. (a) Uruguay; (b) región costera de Punta del Diablo, en amarillo: boyas de datos hidrodinámicos, extraídos del MOHID y WAVEWATCH III; (c) en rojo: sitios de relevamiento de plásticos. Fuente: Google Earth.

Sus playas, dunas y puntas rocosas, lo convirtieron en un lugar extremadamente atractivo para los turistas que acuden en grandes cantidades en los meses de verano, transformando a Punta del Diablo en “la vedette” de la costa oceánica en cuanto al número de visitantes en los últimos años. De sur a norte en la costa de Punta del Diablo se encuentran las playas de “La Viuda”, “Pescadores” y “El Rivero” (Fig. 2b). Los arcos de playa de este balneario se caracterizan por estar más próximos que otros de la costa atlántica, estando delimitados por puntas rocosas muy próximas entre sí, lo que determina un fuerte control estructural sobre las playas (Menafra et al., 2006). Hacia el sur de La Viuda, se encuentra una playa compartida con el balneario La Esmeralda, llamada “Playa Fabeiro” (Lat 34°04'6.71"S, Long 53°33'17.33"O).



**Figura 3.** Situación y evolución histórica de la región costera de Punta del Diablo, Rocha. (a) Fotografía aérea del campo dunar en 1943 próximo a Laguna Negra; (b) fotografía aérea de 1966, pérdida y erosión del cordón dunar; (c) situación actual. Fuente: MVOTMA (a y b); Google Earth (c).

Esta playa se caracteriza por ser una playa oceánica con orientación oeste-suroeste (O-SO), características reflectivas, y, una abundante presencia de material bio-detrítico. En este arco de playa la deriva litoral predominante tiene una dirección noreste (Gómez-Pivel, 2006).

Por encontrarse más alejada del principal centro urbano (pueblo de Punta del Diablo), el nivel de desarrollo urbano, frecuentación e intensidad de uso turístico de esta playa es muy menor en comparación a las playas más próximas al centro (e.g. La Viuda y por supuesto “Pescadores” o “El Rivero”, Fig. 2b), quedando incluso excluida del sistema local de limpieza. Esta situación sugiere un gradiente creciente de uso desde “Playa Fabeiro” hacia el noreste. Durante dicho gradiente las playas de Punta del Diablo repiten las puntas rocosas sobre el Atlántico con características similares, pero con distintos grados de incidencia urbana y uso turístico.

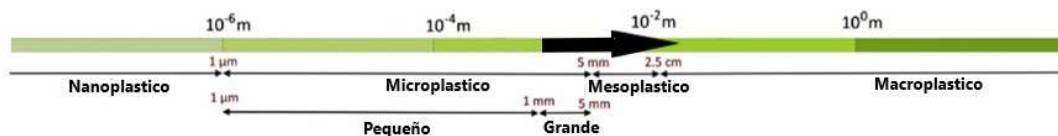
## **Estrategia general de muestreo y análisis de residuos plásticos**

En función de los objetivos planteados se seleccionaron cuatro sitios de muestreo cubriendo el gradiente de uso y desarrollo urbanístico antes mencionado. *Fabeiro* y *Buzón* estuvieron ubicados en la playa Fabeiro, mientras *Pueblo* y *Viuda* correspondieron a la playa la Viuda. De esta manera la estación *Pueblo* fue la más próxima al pueblo de Punta del Diablo y por ende el punto más al norte, mientras que *Buzón* fue el punto más al sur y alejado de Punta del Diablo (Fig.2c). En cada una de estas estaciones se realizaron 2 muestreos, uno en Invierno (julio 2016) y otro en Verano (febrero 2017), con el objetivo de analizar el uso turístico/urbanización antes y después de la temporada de máxima frecuentación (OE 1 y 2).

Para cada estación en verano e invierno, se colectaron los 2cm de arena superficial de tres cuadrantes de 4 m<sup>2</sup> (2m x 2m), ubicados en la última línea de resaca y separados entre sí 10m (según lo propuesto por Lozoya et al., 2016 y citas allí). El sedimento muestreado en cada réplica fue depositado en un recipiente y resuspendido con agua de mar en la playa, para recuperar por flotación los residuos de plástico. El sobrenadante obtenido fue filtrado (malla de 1mm) y guardado para su posterior análisis en los laboratorios del Centro Universitario Regional del Este (CURE, Maldonado).

Una vez en el laboratorio, los residuos plásticos fueron separados visualmente de los restos biogénicos y clasificados en una primera instancia por tipo, según las siguientes categorías: gránulos de resina (pellets; “microplásticos primarios”), fragmentos de plásticos (“microplásticos secundarios”), y espuma. Los fragmentos plásticos fueron a su vez distinguidos por sus usos siempre que fue posible, como ser restos de cuerdas, gomas, envoltorios, tapas, sorbetes, etc. (adaptado de Hidalgo-Ruz et al., 2012; Critchell & Lambrechts, 2016).

En una segunda instancia, las muestras preclasificadas por tipo fueron secadas (horno a 110°C por 10 minutos según Doyle et al., 2011), para determinar una masa seca total en gramos por tipo de residuo. Una vez secas, la distribución de tallas de los fragmentos de plástico se determinó utilizando un Ro-Tap y una columna de tamices con mallas estandarizadas (12mm, 4mm, 2mm, y 1mm – Fig.4), obteniéndose una abundancia (número de ítems) y un peso seco (gramos) de cada una de estas categorías, para cada cuadrante muestreado (OE1).



**Figura 4.** Selección de distribución de tallas para utilizar en el presente trabajo durante el procesamiento de residuos plásticos según la nomenclatura adaptada de Van Cauwenberghe et al. (2015).

Teniendo en cuenta que por su origen los “microplásticos primarios” tienen el mismo rango de tamaño, los pellets fueron clasificados en función de su tiempo de residencia en el ambiente. Para ello, y según lo propuesto por Turner & Holmes (2011), los pellets fueron separados según su color (en blancos, amarillos, ocre y marrones), que ya ha sido identificado como un indicador del tiempo relativo de residencia en el ambiente (Fig. 5).



**Figura 5.** Diferenciación de los residuos pellets en cuatro categorías de color (De izquierda a derecha: blancos, amarillos, ocre y marrones), según lo propuesto por Turner & Holmes (2011).

### Usos y aportes terrestres

En función del segundo objetivo específico se incorporaron al análisis aspectos sobre posibles fuentes terrestres de los residuos plásticos, como ser distancia al núcleo urbano más cercano, presencia de accesos peatonales, distancia a estacionamientos, entre otros (Roig 2003). En base a ello se construyó un índice semi-cuantitativo LBS (por su sigla en inglés de “Land Base Sources”, ver Lozoya et al., 2016), que en este caso tomó valores entre 0 y 11, en función de la valoración de los once indicadores seleccionados para estas playas (Tabla 2). Dichas valoraciones van de 0 (ausencia) a 1 (presencia), salvo en el caso de la distancia a vías transitables, en el que se definieron a priori cinco categorías: <math><20\text{m}=1</math>; <math><50\text{m}=0,75</math>; <math><100\text{m}=0,50</math>; <math><150\text{m}=0,25</math>; <math>>150\text{m}=0</math>.

## **Dinámica oceánica y costera**

### Geomorfología

En busca de llevar a cabo el tercer objetivo específico, se relevaron tanto en verano como en invierno las características geomorfológicas y la orientación de la playa en los 4 sitios de muestreo. Para analizar la geomorfología de cada sitio, se tomaron valores de pendiente según lo propuesto por Emery (1961), y se analizó el tamaño medio de grano. Para analizar el tamaño de grano se tomaron muestras de sedimento en cada estación de muestreo, las cuales fueron secadas en horno a 80°C por 12 horas, y posteriormente tamizadas en un Ro-Tap. El tamaño de grano medio para cada sitio fue estimado a partir de las distintas fracciones retenidas en los tamices, utilizando el GRADISTATv8 (ver tabla1). A partir de estas estimaciones se calculó el Índice BDI (por su sigla en inglés “Beach Deposit Index”; Soares, 2003), el cual resulta de la multiplicación de la pendiente promedio por el tamaño medio de grano. Este índice adimensional caracteriza el estado de la playa bajo condiciones micromareales, en un continuo desde “estados reflectivos” (i.e. granos más gruesos y pendientes más pronunciadas) hasta “estados disipativos” (granos finos y pendientes más suaves). Para esta caracterización se utilizaron como referencia los rangos propuestos por Soares (2003); estados reflectivos presentan en promedio valores bajos de BDI (30), respecto a estados intermedios (96) y a estados disipativos (185).

### Hidrodinámica

Con el fin de integrar otras dimensiones en la descripción de los sistemas analizados a efectos del tercer objetivo específico, se trabajó con herramientas que permitieron caracterizar el componente oceánico del sistema en el área de estudio. En primer lugar, se estudió la bibliografía vinculada a la modelación numérica de mareas y el caso particular del modelo hidrodinámico MOHID implementado en el Río de la Plata y Frente Marítimo, utilizado por el Instituto de Mecánica de los Fluidos e Ingeniería Ambiental (IMFIA). El modelo numérico MOHID es un modelo hidrodinámico baroclínico 3D que presenta la posibilidad de integrar tanto procesos físicos como biogeoquímicos a diferentes escalas y sistemas, permitiendo así el anidamiento de distintos modelos. Dentro de dicho modelo se parte de un primer nivel a escala regional que abarca gran parte del Océano Atlántico Sur, denominado AStide, y un segundo nivel a escala local del Río de la Plata, denominado RPtide (Fossati et al., 2014). El



modelo AS tide es un modelo hidrodinámico barotrópico 2D del Atlántico Sur que es forzado por vientos y presiones en la superficie libre, y la marea astronómica en las fronteras oceánicas abiertas, responsables de las oscilaciones en el nivel del mar en la desembocadura del Río de la Plata. El segundo nivel resuelve la dinámica del Río de la Plata y Frente Marítimo, (denominado modelo Rptide), a través de un modelo hidrodinámico baroclínico 3D de 10 capas verticales, que es forzado por las descargas fluviales (datos horario de los Ríos Uruguay y Paraná), los vientos superficiales provenientes del reanálisis ERA-Interim del Centro Europeo ECMWF y los niveles y corrientes del AS tide en la frontera oceánica (Martínez et al., 2015).

En una segunda instancia, se utilizaron series temporales extraídas del modelo RPTide y se caracterizó la hidrodinámica de marea correspondiente a la zona de estudio. Los datos numéricos correspondieron a cada hora durante el año 2015. Los datos de niveles (elevación de la superficie libre), intensidad y dirección de corrientes en 10 capas de profundidad, salinidad y vientos, se procesaron para 3 puntos cercanos a la costa identificados con los siguientes códigos; 67,273 (Lat.: 34° 0'8.28"S;Lon.: 53°29'15.72"O), 66,265 (Lat.: 34° 7'52.68"S;Lon.: 53°35'3.84"O), 66,259 (Lat.: 34°13'3.72"S;Lon.: 53°40'4.08"O) (Fig. 2). En estos tres puntos también se extrajo la información de vientos utilizando el reanálisis europeo ERA-INTERIM (XX), la cual a su vez es utilizada para forzar el modelo de mareas. Por otra parte, se analizó el oleaje en el área a partir de resultados de un modelo de generación y propagación de oleaje implementado y calibrado para el Río de la Plata y Océano Atlántico. El modelo aplicado es el WAVEWATCH III® versión 3.14 y también es ejecutado en el IMFIA (Alonso et al., 2015). Para el análisis del oleaje, se analizaron series de datos para 2 puntos más alejados hacia offshore: B4 (Lat.: 34° 7'8.40"S; Lon.:53°21'3.60"O) de 17,9m de profundidad, y B5 (Lat.: 34°10'58.80"S; Lon.: 53°26'2.39"O) de 20,1m de profundidad (Fig. 2).

Se calcularon las variaciones temporales y espaciales de dichas variables y se procesaron rosas tanto de corrientes, como de vientos y oleaje. Con el fin de caracterizar la hidrodinámica de la zona de estudio, como insumo para explorar su relación con la dispersión de residuos plásticos (en su mayoría flotantes), se consideraron en mayor medida los procesos resultantes en la capa superficial (OE3). No se consideraron ni la décima (10) ni la primera (1) capa debido a la mayor probabilidad de error y variabilidad en sus valores, por lo tanto las series fueron analizadas en la capa de fondo

(2) y superficie (9) para cada punto. Además, se distinguió la marea meteorológica calculando la media móvil de 24 hs del nivel con el objetivo de filtrarla de la marea total. Se calcularon las frecuencias de ocurrencia de las mareas meteorológicas y astronómicas para los puntos estudiados.

Para el procesamiento de datos numéricos provenientes del modelo hidrodinámico se utilizó el software libre “GNU Octave 4.2.1” utilizado para programación numérica, de lenguaje compatible con Matlab. Los datos extraídos y procesados a partir de dicha modelación hidrodinámica, tuvieron como principal fin la caracterización del componente oceánico del área de estudio, por lo tanto su vinculación con los resultados de la acumulación de residuos plásticos fue a modo descriptivo y cualitativo, como primera aproximación a los posibles vínculos entre estas variables, como se planteó en el tercer objetivo específico.

### **Análisis de datos**

H1. Para analizar la distribución de los residuos plásticos a lo largo de la costa se evaluaron las diferencias en abundancia (ítems/m<sup>2</sup>) y peso (g/m<sup>2</sup>) entre los distintos sitios analizados, considerando las dos temporadas del año (ANOVAs-de una y dos vías con un nivel de significancia de  $p < 0,05$ ).

H2. Para evaluar la relación entre la distribución de residuos plásticos y el gradiente de uso, se analizaron las diferencias en abundancia (ítems/m<sup>2</sup>) y peso (g/m<sup>2</sup>) entre los sitios en dicho gradiente, y las posibles correlaciones con las fuentes de origen terrestres identificadas (LBS), evaluando la posible utilidad del índice LBS como variable explicativa (correlación de Pearsons).

H3. Para evaluar la relación entre la dinámica oceánica local y regional con la acumulación de residuos se analizaron las posibles correlaciones entre la geomorfología de las playas (BDI) y la abundancia y peso de los residuos encontrados en cada sitio, evaluando su posible utilidad como variable explicativa (correlación de Pearsons). Respecto al componente oceánico, la caracterización se basó en la descripción de las frecuencias de marea, de la dirección e intensidad de los vientos y corrientes superficiales predominantes y la dirección e intensidad del oleaje, siendo su vinculación con la presencia de residuos de carácter descriptivo y cualitativo, por tratarse de una primera aproximación a la exploración de dicho vínculo.

## RESULTADOS

### Residuos Plásticos

De un total de 96 m<sup>2</sup> de arena analizada se obtuvieron un total de 10.173 ítems, que constituyeron 563,66 g de residuos plásticos. La abundancia media de estos residuos en el total de las playas estudiadas fue por lo tanto de unos 106 ítems/m<sup>2</sup> y 5,87 g/m<sup>2</sup>.

En cuanto a la distribución espacial de los residuos durante el muestreo de invierno, el sitio *Fabeiro* presentó el mayor número promedio de ítems totales (426 ítems/m<sup>2</sup>; 8,42 g/m<sup>2</sup>), seguido por *Viuda* (9 ítems/m<sup>2</sup>; 0,29g/m<sup>2</sup>), *Buzón* (6 ítems/m<sup>2</sup>; 0,27g/m<sup>2</sup>) y finalmente *Pueblo* que presentó la menor abundancia (1 ítem/m<sup>2</sup>; 0,38 g/m<sup>2</sup>). Por el contrario, para el muestreo de verano el sitio *Pueblo* fue quien presentó la abundancia máxima de residuos (201 ítems/m<sup>2</sup>; 14,76 g/m<sup>2</sup>), seguido por *Fabeiro* (159 ítems/m<sup>2</sup>; 8,42 g/m<sup>2</sup>) y *Viuda* (30 ítems/m<sup>2</sup>; 3,94g/m<sup>2</sup>), mientras que el mínimo valor de ítems registrado en esa época fue para el sitio *Buzón* (7 ítems/m<sup>2</sup>; 1,83 g/m<sup>2</sup>). En cuanto a las dos épocas del año analizadas, del total de residuos encontrados 5.408 ítems y 112,45 g correspondieron al muestreo de invierno, y 4.765 ítems y 451,21 g al de verano. Tanto los datos de abundancia (ítems/m<sup>2</sup>) como los de peso (g/m<sup>2</sup>) se ajustaron mejor a una distribución log normal (análisis gráfico de los residuales, Anexo 1) por lo que ambos set de datos fueron transformados para evaluar las hipótesis planteadas.

Al analizar la abundancia de residuos (ítems/m<sup>2</sup>) entre sitios y épocas se detectaron diferencias significativas (ANOVA:  $F_{3,24}=19.07$   $p=0.001$  y  $F_{1,24}=6.55$   $p=0.022$ , respectivamente), pero estas dos variables presentaron una interacción significativa (ANOVA  $F_{3,24}=10.21$   $p<0.001$ ) por lo que fueron analizadas en conjunto. Al analizar en detalle la abundancia de residuos plásticos en el gradiente espacial establecido a priori (*Pueblo* a *Buzón*) se detectaron diferencias significativas entre *Pueblo* y *Buzón* en verano (Test de Tukey a posteriori,  $t=4.43$   $p<0.001$ – “A” en Fig. 6a) y entre *Pueblo* y *Fabeiro* en invierno (Test de Tukey a posteriori,  $t=-7.12$   $p<0.001$ – “B” en Fig. 6a), y marginalmente entre *Pueblo* y *Viuda* también en invierno (Test de Tukey a posteriori,  $t=-2.53$   $p=0.055$ ). En el caso del peso de residuos plásticos encontrados (g/m<sup>2</sup>) la interacción entre las variables “sitios” y “épocas” no fue significativa (ANOVA  $F_{3,24}=2.72$   $p=0.081$ ) por lo que pudieron evaluarse de manera independiente. Al analizar las diferencias a lo largo del gradiente espacial de estudio, no se encontraron diferencias

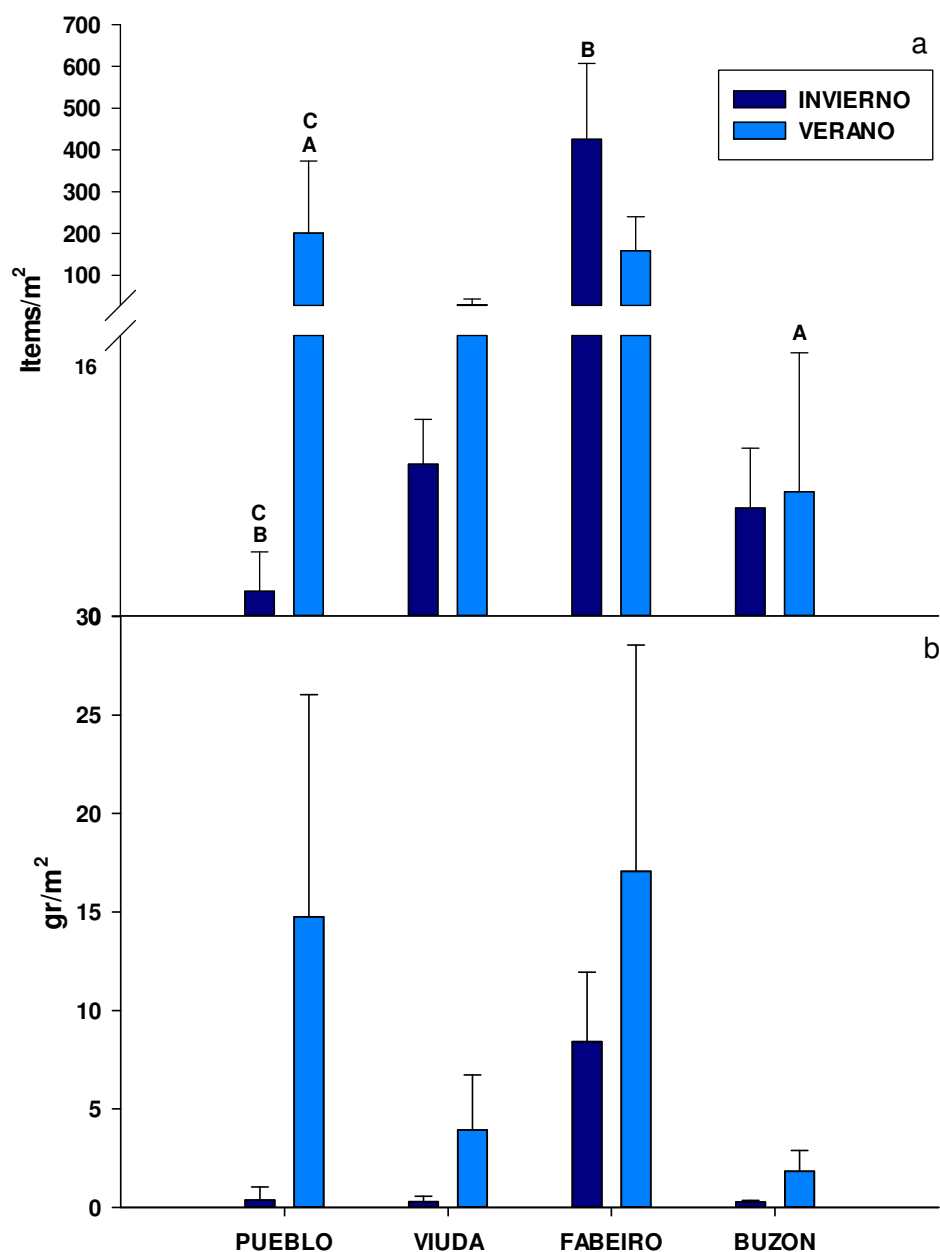
significativas entre sitios (ANOVA  $F_{3,24}=2.34$ ;  $p=0.11$ ), pero sí entre verano e invierno (ANOVA  $F_{1,24}=11.6$   $p=0.003$ ) (Tabla 1).

**Tabla 1.** Resultados de Análisis de Varianza (ANOVAs) de una y dos vías.

		GL	Sum. Cu.	Prom. Cu.	Valor F	Pr (>F)	Sig.
ANOVA (2 vías) log(items.m2)	EPOCA	1	5.569	55.694	65.534	0.0217634	*
	SITIO	3	48.630	162.099	190.739	2,23E-02	*
	EPOCA:SITIO	3	26.039	86.798	102.134	0.0006484	*
	Residuales	15	12.748	0.8498			
ANOVA (1 vía) log(g.m2)	EPOCA	1	35.289	35.289	11.636	0.002628	*
	Residuales	21	63.686	3.033			
	SITIO	3	26.737	89.125	23.442	0.1053	
	Residuales	19	72.237	38.019			
ANOVA (2 vías) log(g.m2)	EPOCA	1	35.289	35.289	227.444	0.0002485	*
	SITIO	3	27.732	9.244	59.581	0.0069640	*
	EPOCA:SITIO	3	12.680	4.227	27.243	0.0811015	
	Residuales	15	23.273	1.552			

\* Nivel de significancia:  $p < 0,05$

Al evaluar los cambios en cada uno de los sitios de invierno a verano, si bien existieron variaciones en todos los sitios, se observaron diferencias significativas solo en *Pueblo*, que tuvo casi 200 veces más de residuos por metro cuadrado en verano que en invierno (1 ítem/m<sup>2</sup> vs. 201 ítems/m<sup>2</sup>) (test de T=-5.75  $p < 0.001$  – “C” en Fig. 6a). Si bien no fueron significativas, llamaron la atención los valores de *Fabeiro* que también presentaron importantes variaciones entre temporadas (426 ítems/m<sup>2</sup> vs. 159 ítems/m<sup>2</sup>, Fig. 6).



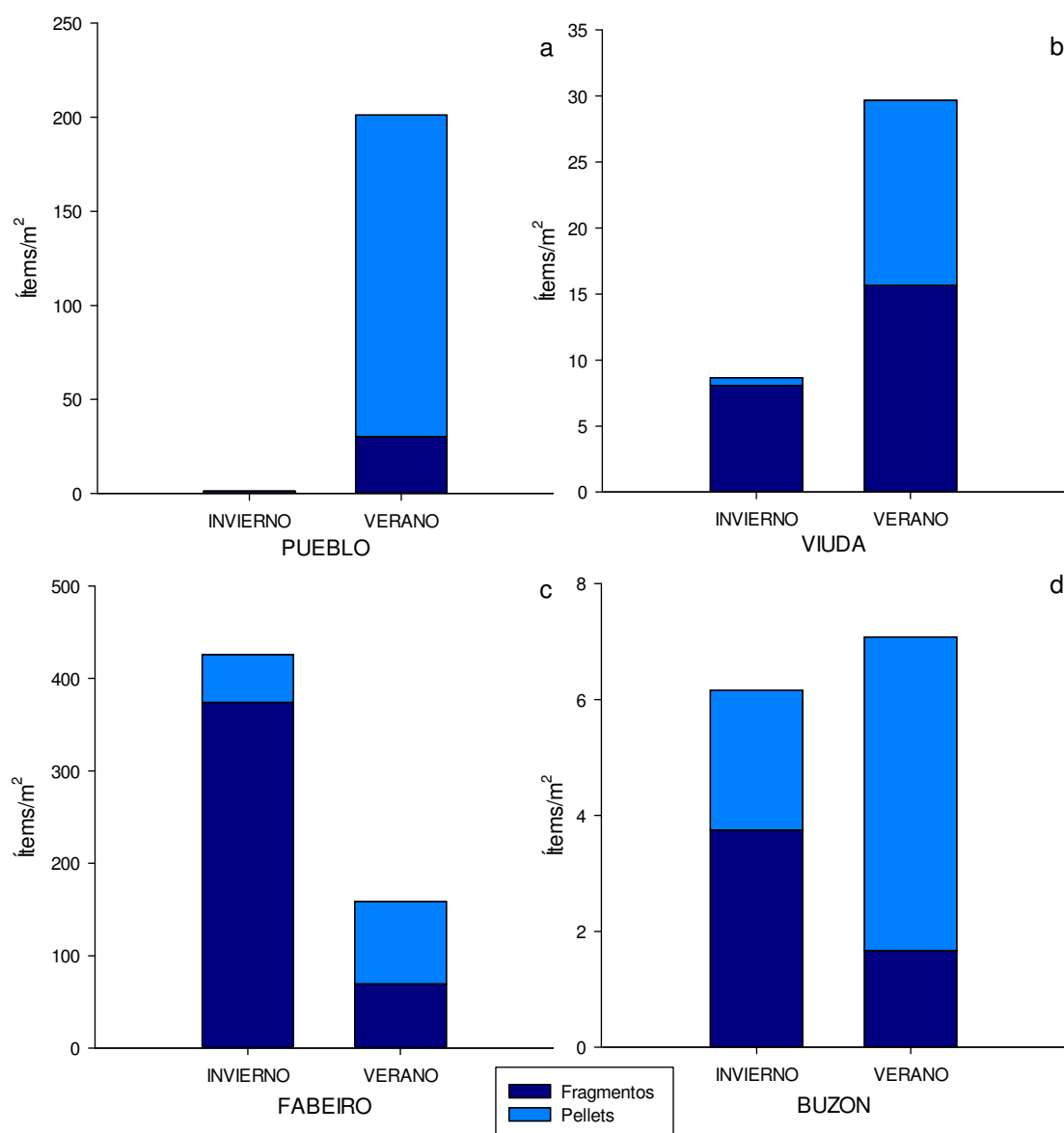
**Figura 6.** Abundancias totales de residuos plásticos en a) ítems/m<sup>2</sup> y b) g/m<sup>2</sup> encontrados en los sitios estudiados para invierno y verano, en Punta del Diablo, Rocha. Se detallan con A,B,C las diferencias significativas encontradas entre grupos.

Cuando analizamos en mayor detalle la composición de los residuos encontrados, se observó que el 59,4% de los ítems (6.039 ítems, 455,76 g) correspondieron a la categoría “fragmentos plásticos”, representando en promedio unos 63 fragmentos/m<sup>2</sup> y 4,75 g/m<sup>2</sup>. Por otra parte, la categoría “pellets” representó el 39,5% en abundancia, con un total de 4.023 ítems (91,03g), y una abundancia y peso promedio de 42 ítems y 0,95g de pellets de resina/m<sup>2</sup>, respectivamente. El 1,1% restante correspondió a la categoría de

“espuma”, la cual no fue analizada con la misma profundidad y detalle debido a su disgregación durante el procesamiento en el laboratorio.

Al analizar la composición de residuos encontrados en cada época de muestreo para cada sitio particular (Fig.7), observamos las siguientes proporciones: en el sitio *Pueblo* en invierno se encontró un promedio de 0,4 fragmentos/m<sup>2</sup> (0,36g/m<sup>2</sup>) y 1 pellet/m<sup>2</sup> (0,02g/m<sup>2</sup>) mientras que en verano para el mismo sitio se procesaron en promedio 30 fragmentos/m<sup>2</sup> (9,39g/m<sup>2</sup>) y 171 pellets/m<sup>2</sup>. En el sitio *Viuda* en invierno se identificaron en promedio 8 fragmentos/m<sup>2</sup> (0,28 g/m<sup>2</sup>) y 1 pellet/m<sup>2</sup> (0,01g/m<sup>2</sup>), mientras que en verano hubo un promedio de 16fragmentos/m<sup>2</sup> (3,64 g/m<sup>2</sup>) y 14 pellets/m<sup>2</sup> (0,30g/m<sup>2</sup>). En *Fabeiro* los promedios fueron de 374 fragmentos/m<sup>2</sup> (7,56 g/m<sup>2</sup>) y 52 pellets/m<sup>2</sup> (0,83g/m<sup>2</sup>) para invierno, y 69 fragmentos/m<sup>2</sup> (15,06g/m<sup>2</sup>) y 89 pellets/m<sup>2</sup> (1,89g/m<sup>2</sup>) para verano. Por último, el sitio *Buzón* presentó en promedio 4 fragmentos/m<sup>2</sup> (0,21 g/m<sup>2</sup>) y 2 pellets/m<sup>2</sup> (0,06g/m<sup>2</sup>) durante el muestreo de invierno, y 2 fragmentos/m<sup>2</sup> (1,49g/m<sup>2</sup>) y 5 pellets/m<sup>2</sup> (0,13g/m<sup>2</sup>) en promedio en verano (Fig. 7).

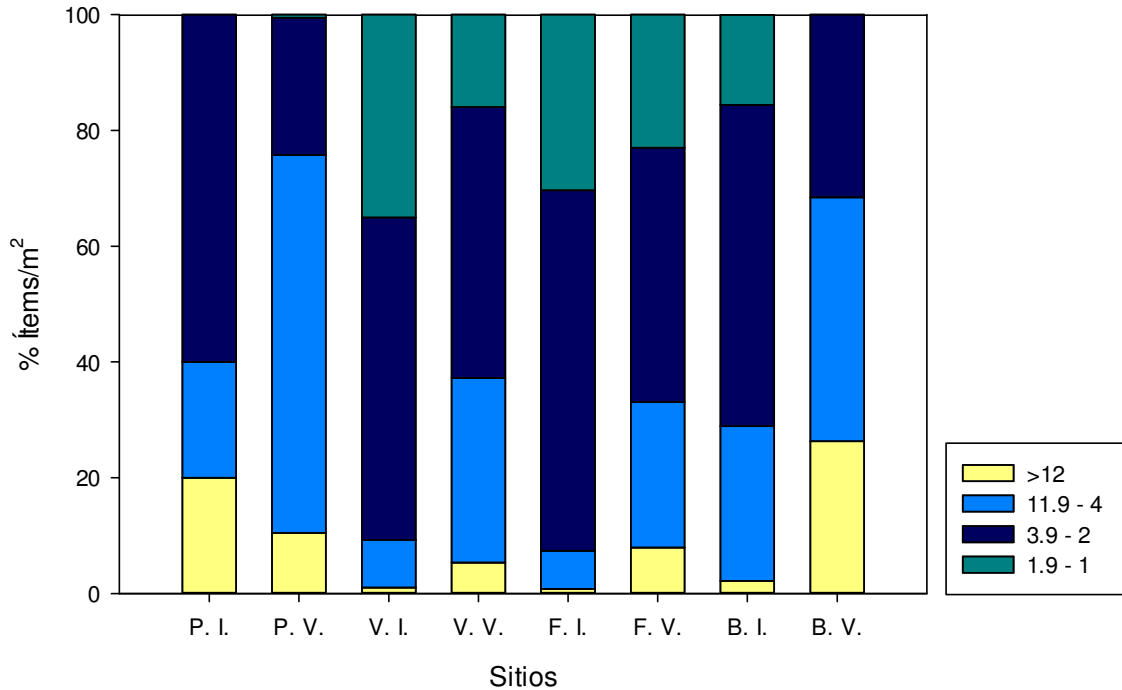
Particularmente para el sitio *Pueblo*, la gran abundancia de residuos antrópicos encontrados en verano en relación a invierno corresponde en gran proporción a la gran cantidad de pellets (170,83 ítems/m<sup>2</sup>, 85%). Así mismo, los residuos de *Pueblo* en verano se diferenciaron del resto por la gran cantidad de colillas de cigarrillo (8 colillas/m<sup>2</sup>) en la categoría fragmentos, residuo que fue encontrado exclusivamente allí durante el muestreo de verano. Por el contrario, la diferencia entre invierno y verano para la estación *Fabeiro* es consecuencia de una mayor abundancia de fragmentos plásticos durante el invierno (374 ítems/m<sup>2</sup>, 88%) (Fig. 7).



**Figura 7.** Composición media de los residuos encontrados (ítems/m<sup>2</sup>) para cada sitio de muestreo entre invierno y verano, distinguido entre fragmentos plásticos y pellets de resina.

La categoría fragmentos fue además analizada según tamaños para cada sitio. En *Pueblo* la mayor proporción promedio para invierno fueron los fragmentos comprendidos entre 3,9 y 2 mm (60%), mientras que para verano la mayor proporción la representaron los fragmentos de 11,9 a 4 mm (65%) seguido por la categoría entre 3,9 y 2 mm (24%). En el sitio *Viuda* la mayor proporción correspondió a la categoría de tamaño entre 3,9 y 2 mm tanto en invierno como en verano (56% y 47% respectivamente). En *Fabeiro*, la distribución de tamaños en ambos muestreos fue más abundante entre 3,9 y 2,0 mm (62% en invierno y 44% en verano), seguido en invierno por la categoría entre 1,9 y 1,0

mm (30%) mientras que en verano la siguiente categoría más abundante fue la de 11,9 y 4 mm (24%) (Fig. 8).



**Figura 8.** Abundancia porcentual de fragmentos plásticos según la distribución de tallas (mm), para cada sitio en invierno y verano, en Punta del Diablo, Rocha. (P.I.: Pueblo Invierno; P.V.: Pueblo Verano; V.I.: Viuda Invierno; V.V.: Viuda Verano; F.I.: Fabeiro Invierno; F.V.: Fabeiro Verano; B.I.: Buzón Invierno; B.V.: Buzón Verano).

Respecto a la categoría pellets, y profundizando en el detalle de su composición para cada estación, observamos que la gran cantidad de ítems/m<sup>2</sup> encontrados en *Pueblo* en verano (170,83 ítems/m<sup>2</sup>) corresponde en gran medida a pellets de color transparente/blanco (115,75 ítems/m<sup>2</sup>, 68%), seguido por aquellos de color amarillo (44,16 ítems/m<sup>2</sup>, 26%), ámbar (8 ítems/m<sup>2</sup>, 4%) y por último a los pellets de colores (2,91 ítems/m<sup>2</sup>, 2%). Para la estación *Fabeiro* en invierno, del promedio de 51,58 pellets/m<sup>2</sup>, el 35% fueron de color amarillo (18 ítems/m<sup>2</sup>), el 32% fueron de color transparente/blanco (16,58 ítems/m<sup>2</sup>), el 20% de colores (10,5 ítems/m<sup>2</sup>), casi un 7% de color ámbar (3,42 ítems/m<sup>2</sup>) y un 6% de color marrón (3,08 ítems/m<sup>2</sup>). Sin embargo, en verano en *Fabeiro* se encontró que del 100% de estos residuos (89,41 ítems/m<sup>2</sup>) casi el 67% fueron de color transparente/blanco (59,83 ítems/m<sup>2</sup>), el 23% de color amarillo (20,33 ítems/m<sup>2</sup>), el 6% de colores (5,9 ítems/m<sup>2</sup>, 6%) y en baja proporción de color ámbar (2,75 ítems/m<sup>2</sup>, 3%) y marrón (0,58 ítems/m<sup>2</sup>, aprox. 1%).



## Usos y aportes terrestres

El índice LBS aportó información solo para la época de verano, ya que particularmente para nuestra área de estudio, la presencia o ausencia de las fuentes de contaminación utilizadas en la construcción del índice se asocian a la presencia de turistas a la playa. Estas fuentes tienen que ver con infraestructuras o servicios que, si bien pueden estar presentes todo el año, se vinculan directamente con esta problemática cuando existen usuarios, lo cual para Punta del Diablo es en función de la “alta temporada”. Los resultados mostraron que el sitio *Pueblo* presentó el valor máximo de LBS, seguidos por *Viuda* y *Buzón* y por último *Fabeiro* presentó el valor más bajo (LBS=1) (Tabla 2). No se encontró relación significativa entre los valores aportados por dicho índice y la presencia de residuos plásticos en los sitios estudiados (abundancia:  $r=-0.13$ ,  $p=0.75$ ; peso:  $r=0.015$ ,  $p=0.97$ ).

**Tabla 2.** Caracterización de las fuentes terrestres en LBS (“Land Base Sources”) para cada playa analizada.

	Pueblo	Viuda	Fabeiro	Buzón
Centro urbano próximo	1	0	0	0
Acceso peatonal	1	1	1	1
Estacionamiento	1	0	0	1
Servicio de Guardavidas	1	0	0	0
Centro hotelero próximo	1	0	0	0
Paradores/servicios en playa	1	0	0	0
Basureros	1	0	0	0
Servicio de Limpieza	0	0	0	0
Cartelería informativa	0	0	0	0
Cañadas y drenajes pluviales	1	1	0	0
Proximidad a caminos*	0	0	0	0
<b>Fuentes terrestres (LBS, 0-11)</b>	<b>8</b>	<b>2</b>	<b>1</b>	<b>2</b>

\* Proximidad a caminos transitables (0-1):  $<20\text{ m} = 1$ ;  $<50\text{ m} = 0,75$ ;  $<100\text{ m} = 0,50$ ;  $<150\text{ m} = 0,25$ ;  $> 150\text{ m} = 0$ .

## Dinámica oceánica y costera

### Caracterización geomorfológica

A partir del cálculo y análisis del índice BDI, en invierno *Fabeiro* y *Buzón* presentaron las condiciones más reflectivas (valores más bajos de BDI), seguidos por *Viuda*, que presentó un valor más alto de BDI, demostrando condiciones reflectivas hacia intermedias, y por último *Pueblo* con condiciones intermedias (Tabla 3). En verano sin embargo, *Fabeiro* y *Buzón* presentaron valores aún más bajos que en invierno, intensificando sus características reflectivas debido principalmente al aumento de su pendiente promedio. Sin embargo el sitio *Viuda* se comportó de forma opuesta, aumentando su valor de BDI respecto al invierno debido a una disminución de la pendiente, presentando condiciones de intermedias a disipativas en el verano. *Pueblo* mientras tanto demostró condiciones de intermedias a reflectivas respecto a invierno, en respuesta al aumento de su pendiente promedio (Tabla 3). Al analizar la variación del BDI entre estaciones (Fig. 9), *Pueblo*, *Fabeiro* y *Buzón* presentaron una disminución de invierno a verano (de entre 50 y 75%) y por ende una tendencia hacia estados más reflectivos, mientras que *Viuda* fue la única estación en aumentar dicho valor (casi 100%) con una tendencia a estados más disipativos.



**Figura 9.** Perfil de playa de cada sitio estudiado en ambos momentos de muestreo.

Sabiendo que la energía de la playa (y por ende su estado geomorfológico) puede ser una variable explicativa de la concentración o acumulación de residuos plásticos (e.g. Vianello et al 2013), se evaluó una posible correlación entre la abundancia (ítems/m<sup>2</sup>) y

el peso de residuos encontrados ( $\text{g/m}^2$ ) promedio y los valores de BDI obtenidos. Los análisis realizados no encontraron evidencias de una relación estadísticamente significativa en ninguno de los dos casos (abundancia:  $r=-0.38$ ,  $p=0.36$ ; peso:  $r=-0.36$ ,  $p=0.37$ ).

**Tabla 3.** Caracterización geomorfológica de las playas analizadas en las dos épocas de muestreo. Se detalla la orientación del arco de playa, el tamaño medio de grano (mm), la pendiente de la playa, y los valores de BDI obtenidos (“Beach Deposit Index”- Soares, 2003).

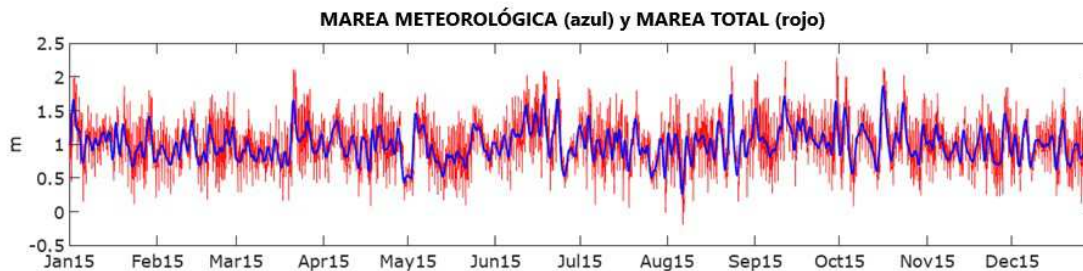
	INVIERNO				VERANO			
	Pueblo	Viuda	Fabeiro	Buzón	Pueblo	Viuda	Fabeiro	Buzón
Orientación	S-E	E-SE	S-O	S-SE	S-E	E-SE	S-O	S-SE
Tamaño medio de grano (mm)	0,32	0,23	0,53	0,47	0,28	0,28	0,44	0,60
Pendiente de la playa	3,47	6,88	6,01	5,09	7,39	3,16	20,13	11,63
<b>Beach deposit index (BDI)</b>	92,71	66,14	32,61	43,23	50,23	116,24	11,72	14,84

$BDI \leq 30$ : REFLECTIVO;  $BDI = 96$ : INTERMEDIO;  $BDI \geq 185$ : DISIPATIVO, adaptado de Soares, 2003.

### Caracterización hidrodinámica

#### Mareas

Para los tres puntos relevados a nivel oceánico (67,273; 66,265; 66,259) la variación temporal de la marea muestra el régimen diurno con desigualdades semidiurnas y una gran influencia de la marea meteorológica. En la figura 10 se presenta la marea total y su componente meteorológico como ejemplo en uno de los 3 puntos analizados (66,265). Se observa que la variabilidad temporal de la marea meteorológica se caracteriza por eventos de altos y bajos niveles, con amplitudes importantes mayores a la de la marea astronómica.

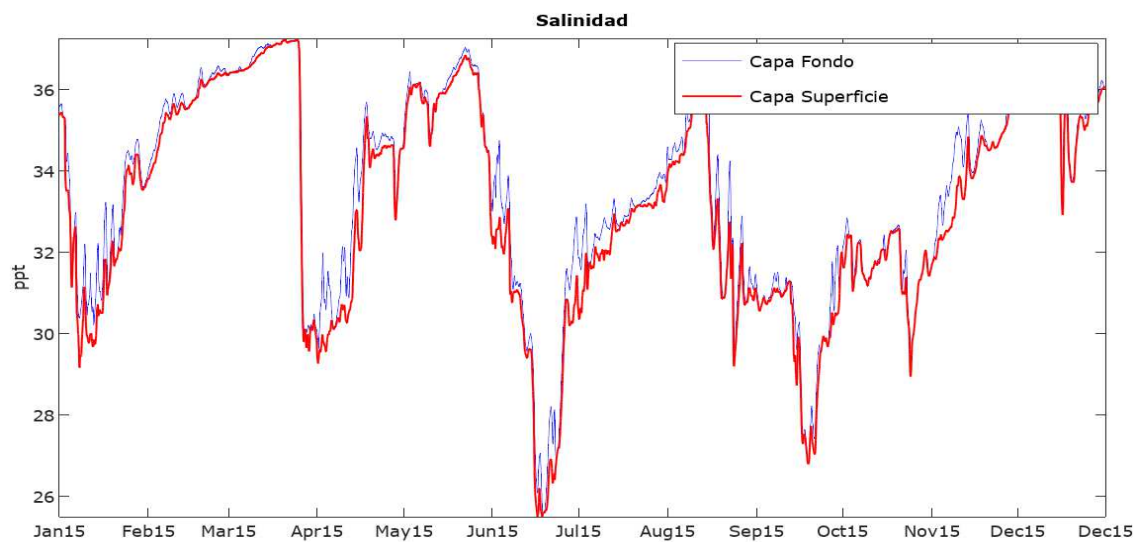


**Figura 10.** Serie temporal de la oscilación de la superficie libre del mar durante 2015 para el punto 66,265, mostrando la marea meteorológica (azul), como componentes de la marea total (medio).

Según las horas simulados para el año 2015, casi el 15% de las horas anuales el nivel del mar superó 1 m de altura. El 5% de del tiempo el nivel del mar fue mayor a 1,5 m, y se superan los 2 m en eventos puntuales (un 1% del tiempo), alcanzando en algunos casos los 2,5 m (Fig. c – anexo 2).

### Salinidad

Respecto a la salinidad, se observaron grandes variaciones anuales de más de 12 ppt entre picos de máxima salinidad (38ppt) correspondientes al mes de marzo y picos de mínima salinidad correspondientes al mes de junio (<26ppt). Algunos períodos presentaron estratificación del campo salino, lo cual se puede observar como una diferencia de salinidad entre la capa de fondo (mayor salinidad) y la capa de superficie, para el mismo momento del año (Fig. 11).



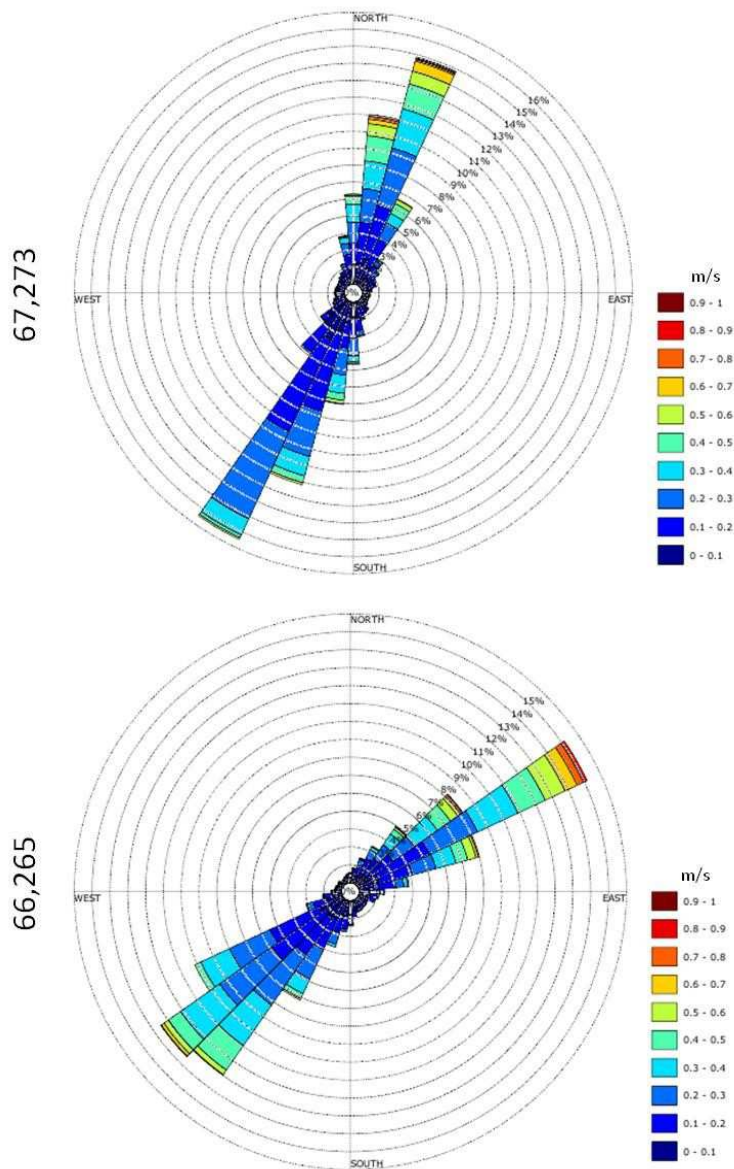
**Figura 11.** Serie temporal de la variación de la salinidad durante el año 2015 para el punto 66,265 distinguido en capa de fondo (azul) y superficie (rojo).

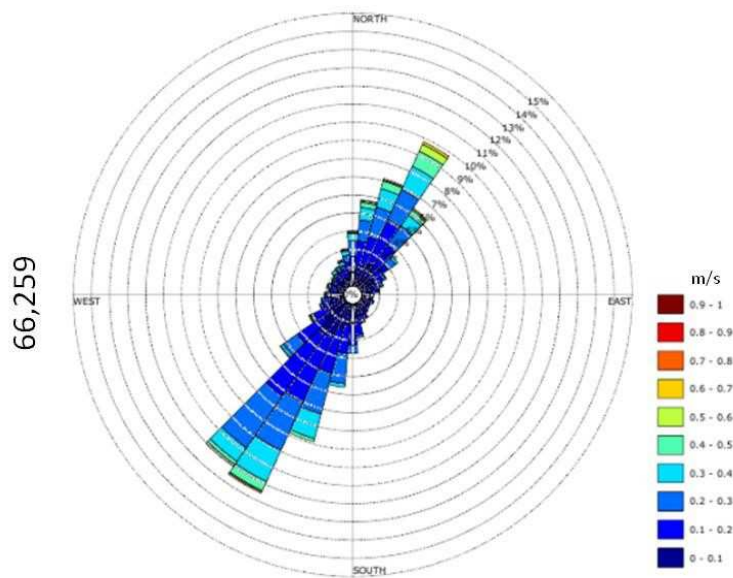
### Corrientes

La intensidad de corriente para los sitios analizados varió entre 0 m/s y 1 m/s durante el año 2015, observándose las mayores intensidades en la capa de superficie (Fig. d – anexo 2). En las rosas de corrientes superficiales (Fig. 12) se observó que para el punto 67,273 la dirección de corriente predominante fue S-SO (más del 16 % del tiempo) y N-NE. Las mayores velocidades (entre 0,9 y 1m/s) se observan del S-SO siendo poco frecuentes, mientras que las corrientes más frecuentes son de entre 0,2 y 0,3 m/s desde ambas direcciones principales. Para el punto 66,265 la dirección de corriente más

frecuente es E-NE (15% del tiempo) y en segundo lugar S-SO. Desde la dirección E-NE se observó la mayor velocidad registrada de entre 0,9 y 1 m/s. Sin embargo la intensidad de corriente más habitual es baja de entre 0,2 y 0,3 m/s. Para el punto 66,259 se observa como dirección de corriente más frecuente S-SE (12% del tiempo) con velocidades máximas de entre 0,6 y 0,7 m/s. La intensidad de corriente más frecuente es entre 0,1 y 0,3 m/s.

### Corrientes superficiales

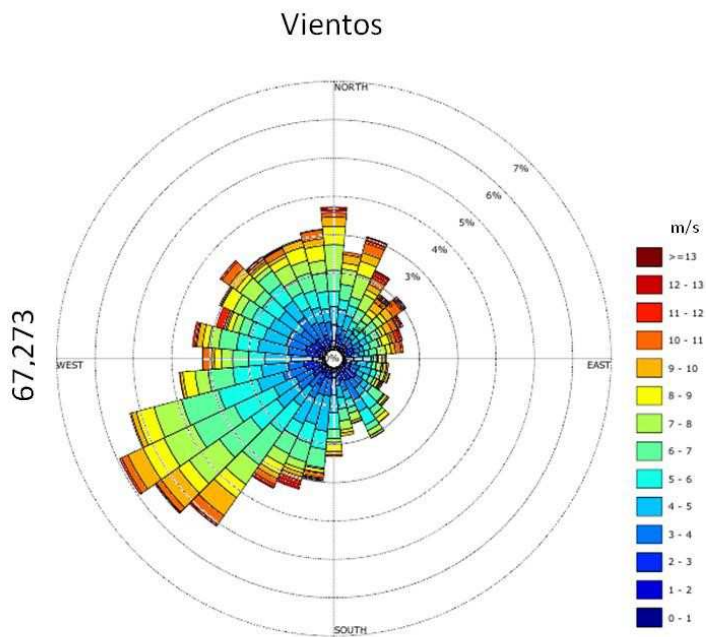


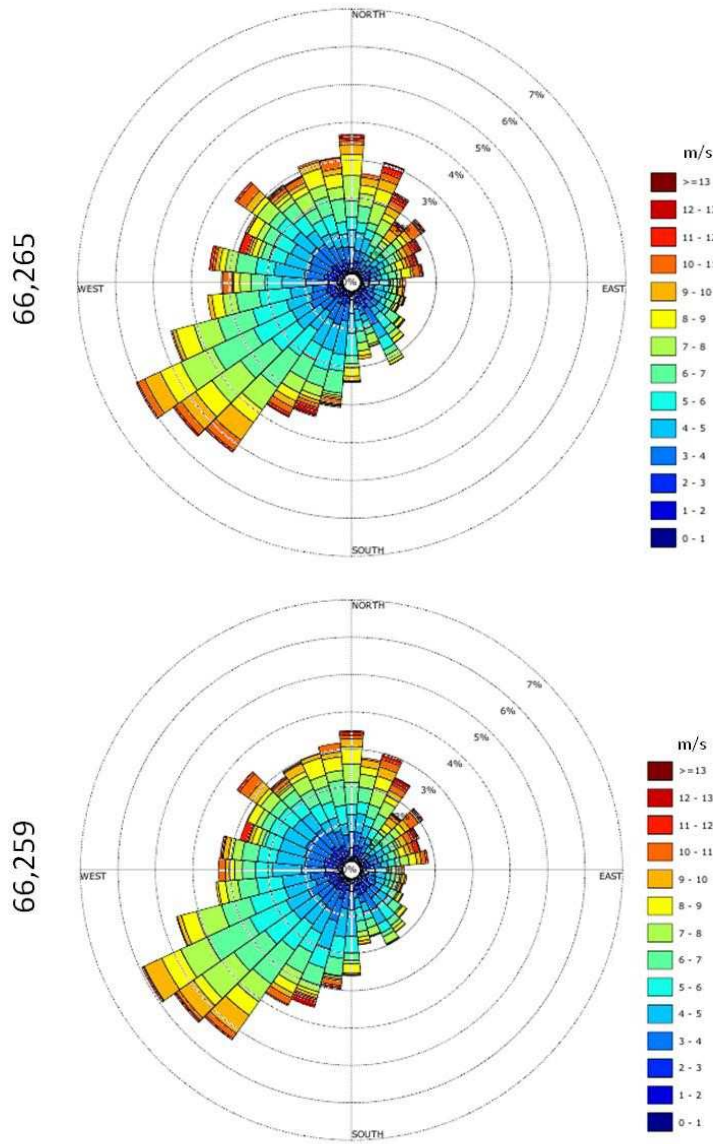


**Figura 12.** *Análisis de dirección e intensidad de corriente superficial en forma de rosa para los 3 puntos analizados.*

### Vientos

Para los 3 puntos analizados, la distribución espacial de frecuencia de los vientos (rosas) muestra resultados muy similares (Fig. 13). Se observaron vientos más frecuentes del cuadrante O-SO, alcanzando velocidades de entre 11 y 12 m/s en ciertas ocasiones con valores medios entre 5 y 7 m/s.



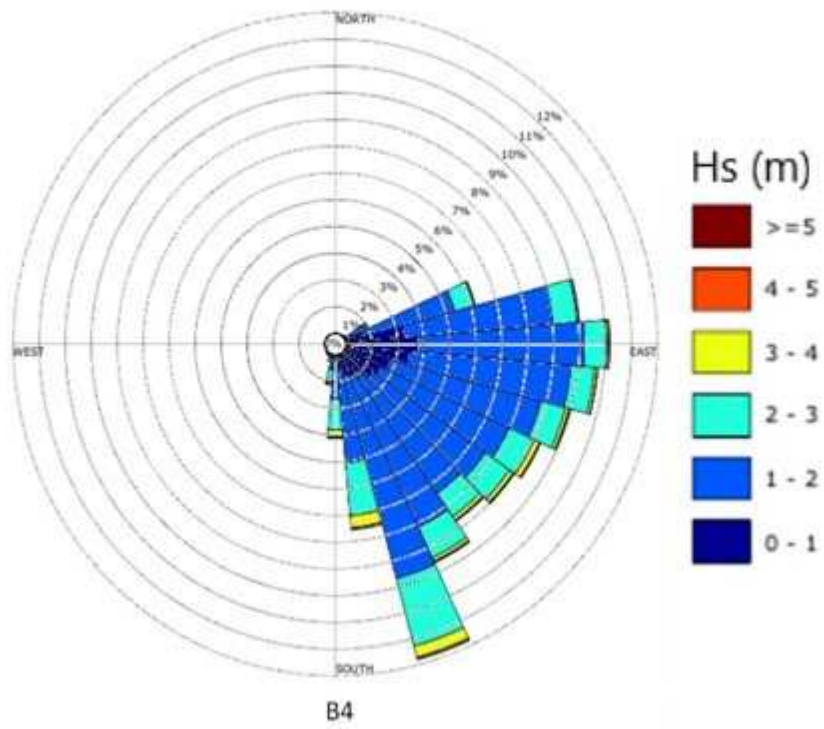


**Figura 13.** Análisis de dirección e intensidad del viento, en forma de rosa, para los 3 puntos simulados.

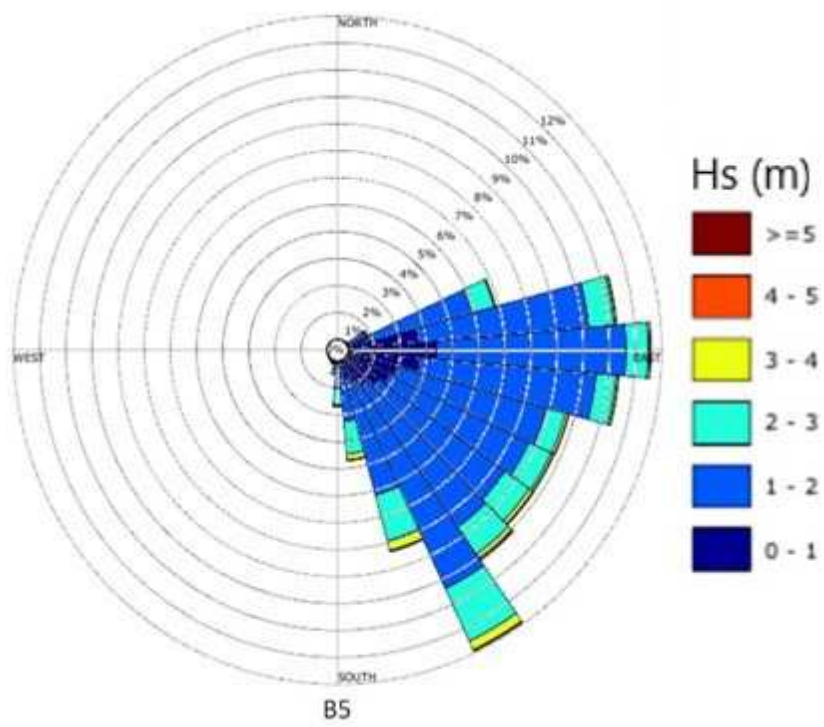
### Oleaje

Para ambos puntos (B4 y B5) el comportamiento del oleaje fue similar, con una altura de ola predominante ( $H_s$ ) que varía entre 1 y 2 m, y períodos pico que fluctúan entre 4 y 20 s aproximadamente. Para una mejor interpretación del oleaje se confeccionó también una rosa de dirección e intensidad (Altura de ola) para cada punto (Fig. 14), a partir de la cual se observó que el oleaje proviene mayormente del cuadrante S-E. En particular, el 12% del tiempo la ola predominante proviene del S-SE, desde donde además se registró la mayor intensidad con una altura de ola de entre 4 y 5m (Fig. 14).

### Rosa de oleaje



B4



B5

**Figura 14.** Rosa de distribución de dirección e intensidad (Altura de ola – Hs) de ola para los puntos B4 (izquierda) y B5 (derecha).



## DISCUSIÓN

### Presencia de plásticos en Punta del Diablo

Los resultados del presente trabajo presentan por primera vez la situación actual de la contaminación por plásticos y microplásticos en las playas de Punta del Diablo, la cual resulta importante en el contexto nacional y regional. Incluso trabajos recientes en el balneario, precisamente en la playa El Rivero, también determinan presencia de residuos antrópicos a lo largo del arco de playa (Limongi, 2017). Esta misma podría ser la situación en otras playas arenosas de la costa atlántica de Uruguay, sin embargo, aún es escasa la información científica al respecto. En comparación con los estudios realizados en Uruguay, la abundancia media total de residuos plásticos encontrados para las playas de Punta del Diablo fue cuatro veces mayor a la encontrada en estudios similares en la costa de Punta del Este (Maldonado) (106 ítems/m<sup>2</sup> vs. 25 ítems/m<sup>2</sup> en Lozoya et al., 2016). En cuanto al contexto regional, estos valores resultan muy superiores a los encontrados en la costa noreste de Bahía (3-2 ítems/m<sup>2</sup>, Leite et al., 2014) y en la Playa Casino de Río Grande del Sur (0,3-60,7 ítems/m, Wetzel et al., 2004). Sin embargo, esta comparación entre estudios se torna difícil en cuanto no se estandarizan los métodos de procesamiento, análisis, y presentación de los datos, lo cual resulta necesario para una mejor interpretación de esta problemática a todas las escalas (Hidalgo-Ruz et al., 2012; Herrera et al., 2017).

### Distribución de los residuos plásticos

La presencia de residuos plásticos y su relación con el uso directo sobre las playas, ha sido propuesto en diversos estudios como la principal forzante en dicha acumulación (Wetzel et al., 2004; Santos et al., 2005; Lozoya et al., 2016). Particularmente, Punta del Diablo, y sus playas asociadas, reciben año tras año un alto número de turistas y usuarios atraídos principalmente por la belleza natural de las mismas. Sin embargo, si bien se esperaba que la distribución espacial de la abundancia de estos residuos tuviera una relación con el gradiente de uso y la proximidad al pueblo (Leite et al., 2014), a lo largo de las playas estudiadas (H2), el presente trabajo demostró que para la costa sur de Punta del Diablo no existe dicha relación. El gradiente planteado a priori llevaba a pensar que el sitio de mayor abundancia sería el *Pueblo*, por su cercanía al centro densamente poblado de Punta del Diablo, que recibe en proporción a las demás playas estudiadas, la mayor afluencia de turistas durante la temporada de verano y que además

presentó el mayor índice de fuentes terrestres (LBS=8). Sin embargo, en términos generales, las abundancias disminuyeron desde allí hacia la estación *Viuda*, pero crecieron abruptamente en la estación *Fabeiro*, para volver a disminuir en gran medida hacia *Buzón*. *Fabeiro* fue la playa más afectada de la zona, presentando las mayores abundancias incluso ante la ausencia de acceso directo al turismo y su gran distancia al centro poblado (LBS=1). De todos modos, al demostrar que no existe relación significativa entre los índices estudiados y la cantidad de residuos en los sitios (abundancia y peso), se refuerza la idea de que en este caso no existe un gradiente de acumulación de residuos en función de la distancia del centro poblado. En este contexto, estudios similares se refieren al mismo comportamiento en otras partes del mundo (e.g. Herrera et al., 2017; Hardesty et al., 2017). En el estudio publicado por Herrera et al. (2017), la playa menos frecuentada y más alejada del centro urbano (Lambra; España) fue la que presentó mayor polución, evidenciando la procedencia alóctona de los residuos plásticos que se acumulan en ella. Por otro lado, en el trabajo llevado a cabo por Hardesty et al., (2017) se demostró que si bien existe una relación positiva a escala regional entre la acumulación de residuos plásticos y la densidad poblacional, dicha relación se presenta como negativa cuando se considera una escala menor de distancia posiblemente en respuesta a un mayor empoderamiento de los residentes locales respecto a sus playas. De todos modos, en el caso particular de Punta del Diablo, la Playa Fabeiro fue sujeta de una actividad de limpieza por la comunidad local un año antes del presente estudio (donde además se identificaron residuos de diversas procedencias como Brasil, Francia, Singapur, Malasia, China), e incluso así mostró cantidades muy superiores a los demás sitios de estudio y en contra del gradiente teórico supuesto.

Por lo tanto, estos resultados estarían sugiriendo la influencia de otros factores en la distribución de los residuos plásticos en estas playas, como por ejemplo la influencia oceánica.

Si bien se han desarrollado diversos criterios para analizar la composición de los residuos antrópicos marinos (e.g. Santos et al., 2009; Hidalgo-Ruz et al., 2012), la clasificación en función de las principales fuentes (i.e. urbana-terrestre u oceánica) resultó la más acorde para el análisis, denotando la presión predominante en la acumulación para los distintos sitios (H2). Por ejemplo, la presencia de pellets en todos los sitios estudiados en mayor o menor concentración, denotó la influencia oceánica en

la acumulación de residuos (Ballent et al., 2012) en Punta del Diablo apoyando la tercera hipótesis de trabajo. En este sentido, en *Fabeiro* la presencia de pellets fue considerable en ambas temporadas, y algo mayor durante el verano (56%). Pero incluso para el sitio *Pueblo*, en principio el más expuesto en el gradiente a los factores terrestres, la alta presencia de pellets durante el muestreo de verano (85%) también evidenció la gran importancia del factor oceánico sobre el terrestre, incluso durante la temporada estival. Sin embargo, en este mismo sitio que además destaca por la gran afluencia de turismo que recibe durante los meses de verano, también destacó por la presencia de colillas de cigarrillo (8 colillas/m<sup>2</sup>). Estos residuos de cigarrillo, polímeros de acetato de celulosa de origen claramente antrópico, solo estuvieron presentes en ese sitio y en ese momento de muestreo, sugiriendo aportes directos de los usuarios de la playa. A diferencia de los pellets, la presencia de colillas evidencia la presencia de fuentes terrestres, directamente relacionadas con la presión turística sobre la salud de la playa (Moore et al., 2001; Ariza et al., 2008). Estos tipos de residuos (i.e. pellets y colillas) pueden jugar el rol de “indicadores” de las fuentes de contaminación costeras, resultando entonces de gran importancia una detallada discriminación del tipo de residuos encontrados en cada sitio durante este tipo de análisis. Esta información, acompañada del valor máximo del índice LBS (LBS=8), apoyan la importancia del factor terrestre en la acumulación de residuos para este sitio. Cabe destacar además, que el índice LBS resultó informativo solo para alta temporada, debido que asume que los factores a considerar responden directamente a la presencia de turistas, siendo para la costa atlántica uruguaya solo válido durante el verano austral aún ante la persistencia de algunos de estos factores (por ejemplo infraestructuras) durante el invierno.

### **Morfología e hidrodinámica asociada a la dispersión y acumulación de plásticos**

Según Lercari & Defeo (2015) las playas de la costa oceánica de Uruguay presentan períodos de erosión durante los meses de otoño, mientras que durante los meses de verano atraviesan períodos de acrecentamiento de sus pendientes. Sin embargo, para las playas estudiadas de Punta del Diablo se observó un patrón inverso respecto a la morfología. Las playas estudiadas atravesaron procesos erosivos durante el fin de 2016, posiblemente vinculados a una serie de fuertes tormentas ocurridas en la costa uruguaya en el mes de octubre (observación personal y comunicación con pobladores y guardavidas de la zona). Estos cambios en la morfología se observaron también en los

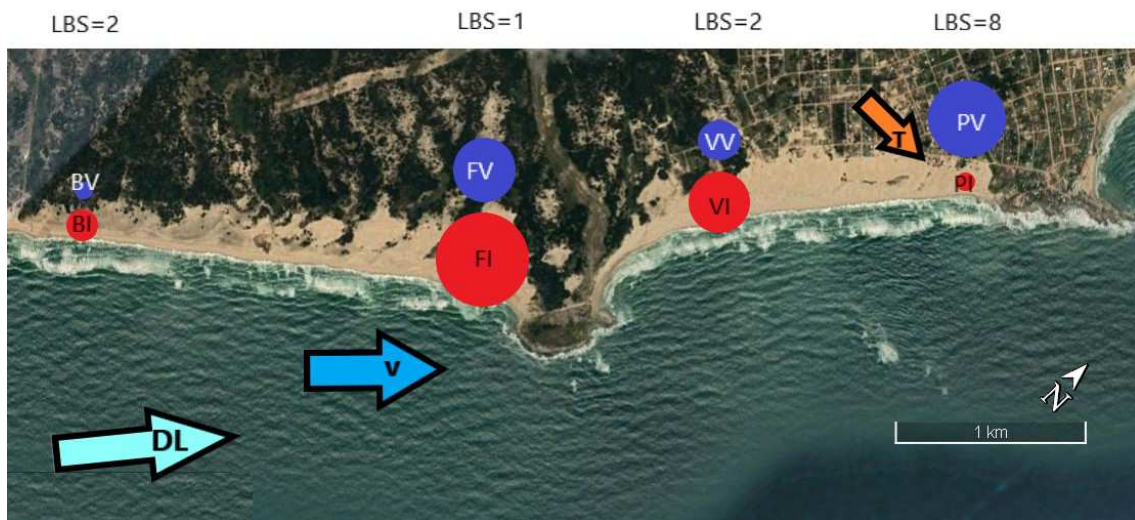
valores de BDI, que aún sin ser significativos disminuyeron hacia el verano, aumentando el carácter reflectivo de las estaciones *Pueblo, Fabeiro y Buzón*.

Si bien según Santos et al. (2009), la presencia de residuos plásticos en playas estables de características más disipativas tiende a ser más abundante debido al carácter deposicional de la propia playa, el sitio *Fabeiro* no siguió el comportamiento propuesto por este autor. Esta playa, que presentó las mayores abundancias de plásticos fue donde se registraron las características más reflectivas. Incluso hacia el verano, cuando las características disipativas de esta playa se intensificaron, la concentración de residuos plásticos disminuyó levemente respecto al muestreo anterior

La playa *Fabeiro*, como muchas otras en la costa oceánica uruguaya sufren cambios en su morfología (e.g. Lercari & Defeo 2015) y con ello en la tasa de reposición de los residuos plásticos que allí se acumulan. Según Ryan et al. (2009), la propia estructura de la playa influye en la tasa de rotación de los residuos plásticos de una zona a otra, estimando que dicho proceso ocurre en períodos de tiempo muy cortos, de entre 3 y 12 meses. Coincidiendo con lo propuesto por estos autores, en el período transcurrido entre muestreos (7 meses aproximadamente) se observaron cambios drásticos en la estructura de la playa *Fabeiro*, sugiriendo que un cambio en su comportamiento respecto a los residuos plásticos también habría sido posible. Como resultado del evento costero antes mencionado, esta playa experimentó un quiebre abrupto en su zona supramareal, traducido en un aumento de unos 14 cm/m en su pendiente promedio. También como resultado del evento de octubre 2016, el mar se llevó un cuadrante fijo que se había colocado como parte de esta tesina, para determinar la tasa de reposición de los residuos entre muestreos. Si bien la frecuencia de muestreo de esta tesina no permitió demostrarlo, las consecuencias físicas (i.e. aumento de la pendiente y correspondiente pérdida de arena) de estos eventos climáticos observadas en las playas analizadas sugieren cambios en el comportamiento de la acumulación de residuos, alternando el carácter de estas playas de *fuelle y/o sumidero* de residuos plásticos. La pérdida de arena debida al evento de octubre de 2016 significó inevitablemente que los residuos que estaban allí enterrados y depositados (*sumidero*) volvieran a la zona inter e inframareal de la playa, y por ende quedarán disponibles para volver a la circulación costera (*fuelle*). Esta alternancia ya fue descrita por Ryan et al. (2009), destacando la necesidad de contar con monitoreos que permitan evaluar y analizar estos cambios, debido a las grandes implicancias que estos tendrían para la gestión de los residuos

plásticos en playas y costas. No obstante, la incertidumbre respecto a las condiciones ambientales entre los dos muestreos realizados solo permite sacar conclusiones respecto a un comportamiento medio o habitual en la zona, sin llegar a analizar estos cambios que pueden ser más puntuales en el tiempo.

La distribución de la corriente superficial para la zona cercana a playa *Fabeiro* sugiere una dirección predominante hacia el E-NE de las masas superficiales de agua, lo cual junto con la influencia de vientos del sector O-SO, podrían relacionarse con la mayor acumulación de ítems plásticos de origen oceánico en este sitio, debido en parte a su orientación (Fig. 15). Por otra parte, la existencia de ciertos eventos de menor salinidad en la zona podría sugerir la influencia del Río de la Plata. Según Lebreton (2017), el Río de la Plata descarga anualmente más de 2mil toneladas de plástico por año, siendo para la región sur de América, los meses de febrero a abril cuando se registra el pico anual de mayor descarga. Por lo tanto, la influencia del Río de la Plata sobre la costa atlántica podría significar también un aporte de estos residuos, que serían transportados desde el Estuario hasta dichas costas, sobre todo en el periodo comprendido entre otoño-invierno (Guerrero et al., 1997)



**Figura 15.** Representación general de los resultados obtenidos a modo de resumen. (Flechas representan la dirección principal de los siguientes factores, D.L.: Deriva Litoral; V: Vientos; T: Aportes Terrestres. Círculos representan proporcionalmente la abundancia general de residuos encontrada en cada sitio para cada época de muestreo, P.I.: Pueblo Invierno; P.V.: Pueblo Verano; V.I: Viuda Invierno; V.V: Viuda Verano; F.I.: Fabeiro Invierno; F.V: Fabeiro Verano; B.I.: Buzón Invierno; B.V.: Buzón Verano).

De todos modos, es necesario resaltar que los puntos oceánicos relevados a través del modelo numérico facilitado por el IMFIA corresponden a puntos ubicados a una distancia promedio de 5.3 km de la costa, y 20 km promedio para el caso de los puntos de relevamiento de oleaje. Por esta razón, se podría esperar que arrojen información más ajustada acerca de la dinámica oceánica y por ende no tanto de la dinámica costera, donde ocurrirían mayormente los procesos de fragmentación y dispersión de los residuos plásticos hacia la playa. Sin embargo, dicho esto, cabe aclarar también que para obtener los datos numéricos a una escala más cercana a la costa hubiera sido necesario interiorizarse en aspectos de modelación que se consideraron fuera del alcance de esta tesina de grado, por tratarse de un primer paso en la descripción general del sistema marino asociado a estas playas y las posibles vinculaciones con la presencia de residuos plásticos en estas costas. De todos modos, se refuerza la potencialidad de esta herramienta para trabajos a futuro en el análisis de problemáticas asociadas al ecosistema oceánico.

### **Implicancias ecológicas**

Los eventos meteorológicos extremos, que podrían resultar en menores períodos de oleaje, y mayores alturas de ola para la zona de estudio, podrían estar también favoreciendo zonas de mayor riesgo por la lixiviación de compuestos químicos desde los plásticos hacia el océano, la cual se magnifica por acción de la turbulencia (Suhrhoff & Scholz-Böttcher, 2016). En este sentido, la presencia de residuos plásticos en zonas de mayor oleaje y turbulencia, podrían relacionarse con zonas de mayor concentración de COPs derivados de estos residuos, aumentando la probabilidad de interacción de estos compuestos con la fauna marino-costera presente. Otra posible amenaza ecológica aparejada a la acumulación de microplásticos en zonas costeras es la modificación o pérdida del hábitat para algunos organismos del intermareal. Principalmente para los invertebrados asociados al sustrato arenoso, la sola presencia de plásticos de pequeños tamaños mezclados en el sustrato aumentan la permeabilidad del mismo y por lo tanto disminuye la capacidad de conservar el calor, pudiendo generar diversos cambios en las estructuras poblacionales de dichos organismos (Carson et al., 2011 en Fisner et al., 2013, McLachlan & Defeo, 2017). Esto, sumado a todas las posibles implicancias ecológicas de la contaminación costera por plásticos, mencionadas anteriormente, sugieren un alto riesgo para la biodiversidad que caracteriza los ambientes marino costeros de la región atlántica uruguaya.

## CONCLUSIÓN

Las playas del balneario de Punta del Diablo, pero en especial *Fabeiro* y *Viuda*, son sujeto de una considerable acumulación de residuos plásticos de distintos tamaños, formas, usos y procedencias, que se distribuyen de forma desigual en el tiempo y en el espacio, por lo que se acepta la primera hipótesis de trabajo.

La enorme cantidad de residuos encontrados en la playa *Fabeiro* no podría atribuirse a una sola fuente, ya que pueden ser muchos los factores que aporten a dicha acumulación. Incluso, ante la gran variabilidad geomorfológica del sistema y la complejidad del proceso de acumulación de los residuos plásticos, se requeriría una mayor frecuencia de muestreo utilizando una metodología apropiada para estimar las tasas de aporte/remoción para entender mejor dicha relación, ya que para nuestros resultados la ausencia de significancia entre el índice BDI y la acumulación de plásticos podría deberse al bajo número de muestras. Sin embargo, por estar excluida del circuito turístico incluso durante el verano, no tener vías de acceso directo desde el pueblo, y ser la más alejada al mismo, la acumulación de residuos que se da en esta playa no estaría relacionada al gradiente de uso establecido a priori, por lo que se rechaza la segunda hipótesis de trabajo. Sin embargo, el análisis detallado de la composición de los residuos sí generó información acerca de las posibles fuentes responsables de la distribución de los distintos tipos de residuos. En este sentido, *Viuda* presentó tanto residuos indicadores de fuentes oceánicas (pellets), como terrestres (colillas), mientras que en *Fabeiro* no se encontraron residuos de colillas indicando fuentes terrestres, pero sí pellets, indicando fuentes oceánicas.

En este sentido, *Fabeiro* recibe grandes cantidades de residuos plásticos provenientes directamente del océano, siendo un punto de la costa atlántica uruguaya de alta susceptibilidad ambiental y riesgo ecológico respecto a esta problemática. En este caso la fuente oceánica podría cumplir el rol protagónico para el sitio *Fabeiro*, siendo la dirección principal de los vientos y de las corrientes superficiales los principales factores forzantes que podrían contribuir con dicha acumulación. En este sentido, la última hipótesis de trabajo (H3) no puede ser aceptada. Si bien la dinámica oceánica y costera sí parece influir en la dispersión y concentración de los residuos, apoyando las evidencias encontradas en el análisis de la composición, particularmente en el caso de

*Fabeiro*, el análisis descriptivo realizado en esta Tesina no llega a ser conclusivo sobre la importancia relativa de la fuente oceánica respecto a la terrestre.

## **CONSIDERACIONES FINALES**

En función de un mejor entendimiento de la problemática planteada, un análisis temporal más preciso con muestreos mensuales (tanto de residuos en sedimento como en suspensión, o en la columna de agua) aportarían al conocimiento de la dinámica local y la estimación más ajustada de la relación entre los factores ambientales y los procesos de acreción o liberación de residuos en estos sistemas costeros.

El uso de modelos hidrodinámicos para comprender el comportamiento de los residuos marinos antropogénicos resulta fundamental para entender los procesos de transporte y dispersión, predecir las posibles zonas críticas de acumulación, y así desarrollar acciones que logren disminuir las consecuencias (ecológicas, sociales y económicas) de dicha problemática (Ballent et al., 2009). En este sentido, futuros trabajos de monitoreo y modelaje de transporte de partículas plásticas con mayor resolución podrían contribuir al entendimiento de esta problemática ambiental en Punta del Diablo y otras zonas costeras del Uruguay, y a la búsqueda y desarrollo de posibles soluciones. Entender los patrones oceánicos que lideran estos transportes de poluentes a nivel costero podría ayudar en la identificación y priorización de las playas con mayor vulnerabilidad ambiental lo que sería indispensable para eventuales planes de acción ante desastres costeros de esta índole.

En la búsqueda de comprender de forma integral el comportamiento de dispersión de los residuos, se desprenden nuevas preguntas: ¿En Uruguay, cuáles son las playas cuyas características determinan un comportamiento de fuente o sumidero, respecto a dicha acumulación? ¿Cómo es el comportamiento anual de las playas que reciben grandes cantidades de residuos marinos en el litoral de Uruguay? ¿Cuál es el tiempo de retención de los residuos en playas de distintas características morfológicas y distintas dinámicas costeras? ¿Cómo varía la tasa de renovación de residuos antrópicos marinos entre esas playas de distintas características? ¿Cuál es la relación entre la concentración de residuos plásticos en la zona supramareal y en la zona bentónica adyacente? ¿Cómo interaccionan estos residuos con la biodiversidad costera local?... Estas interrogantes resultan paradójicamente igual de inmensas como lo son las dimensiones del océano que los contiene, pero no por ello menos desafiantes.



## BIBLIOGRAFÍA

- Acha, E. M., Mianzan, H. W., Iribarne, O., Daleo, P. (2003). The role of the Río de la Plata bottom salinity front in accumulating debris. *Marine Pollution Bulletin*, 46, 197–202.
- Andrady, A. L., & Neal, M. a. (2009). Applications and societal benefits of plastics. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences*, 364(1526). 1977–1984. <http://doi.org/10.1098/rstb.2008.0304>
- Andrady, A. L. (2011). Microplastics in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, 62(8). 1596–1605. <http://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.05.030>
- Alonso, R., Solari, S., & Teixeira, L. (2015). Wave energy resource assessment in Uruguay. *Energy*, 93, 683–696. <http://doi.org/10.1016/j.energy.2015.08.114>
- Arismendi, Eliana (2011). La importancia de las percepciones e involucramiento de las comunidades locales en la gestión de los recursos naturales: reflexiones en torno a un estudio en la pesquería artesanal de Punta del Diablo. Tesina para optar por la Licenciatura en Biología, opción Ecología. Facultad de Ciencias, Universidad de la Republica. Uruguay. Tutores: Marila Lazaro & Angel Segura
- Ariza, E., Jiménez, J. a., & Sardá, R. (2008). Seasonal evolution of beach waste and litter during the bathing season on the Catalan coast. *Waste Management*, 28(12), 2604–2613. <http://doi.org/10.1016/j.wasman.2007.11.012>
- Arthur, C., Baker, J., Bamford, H., Eds. (2009). Proceedings of the International Research Workshop on the Occurrence, Effects and Fate of Microplastic Marine Debris. NOAA Technical Memorandum NOS-OR&R-30.
- Astudillo, J. C., Bravo, M., Dumont, C. P., Thiel, M. (2009). Detached aquaculture buoys in the SE Pacific: potential dispersal vehicles for associated organisms. *AquatBiol* 5: 219–231.
- Avio, C. G., Gorbi, S., & Regoli, F. (2017). Plastics and microplastics in the oceans : From emerging pollutants to emerged threat. *Marine Environmental Research*. <http://doi.org/10.1016/j.marenvres.2016.05.012>
- Bakir, A., Rowland, S. J., & Thompson, R. C. (2014). Enhanced desorption of persistent organic pollutants from microplastics under simulated physiological conditions. *Environmental Pollution*, 185, 16–23. <http://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.10.007>

- Ballent, A., Purser, A., de Jesus Mendes, P., Pando, S., & Thomsen, L. (2012). Physical transport properties of marine microplastic pollution. *Biogeosciences Discussions*, 9, 18755–18798. <http://doi.org/10.5194/bgd-9-18755-2012>
- Barboza, L.G.A. & Giménez, B.C.G. (2015). Microplastics in the marine environment: Current trends and future perspectives. *Marine Pollution Bulletin* 97: 5–12. doi:10.1016/j.marpolbul.2015.06.008
- Barnes, D.K.A. & Milner, P. (2005). Drifting plastic and its consequences for sessile organism dispersal in the Atlantic Ocean. *Marine Biology* 146: 815–825 DOI 10.1007/s00227-004-1474-8
- Barnes, D.K., Galgani, F., Thompson, R.C. & Barlaz, M. (2009). Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, 364(1526) :1985-1998.
- Baulch, S. & Perry, C. (2014). Evaluating the impacts of marine debris on cetaceans. *Marine Pollution Bulletin* 80 .210–221 211
- Beaumont, N. J., Austen, M. C., Atkins, J. P., Burdon, D., Degraer, S., Dentinho, T. Parzycki, T. (2007). Identification, definition and quantification of goods and services provided by marine biodiversity: Implications for the ecosystem approach. *Marine Pollution Bulletin*, 54(3), 253–265. <http://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2006.12.003>
- Bergmann, M., Gutow, L. & Klages, M. (2015). *Marine Anthropogenic Litter*. Springer International Publishing.
- Bravo, M., Astudillo, J. C., Lancellotti, D., Luna-Jorquera, G., Valdivia, N., & Thiel, M. (2011). Rafting on abiotic substrata: Properties of floating items and their influence on community succession. *Marine Ecology Progress Series*, 439, 1–17. <http://doi.org/10.3354/meps09344>
- Breves, A., Scarabino, F., Carranza, A., Leoni, V. 2014. First records of the non-native bivalve *Isognomon bicolor* (Adams, C., B., 1845), rafting to the Uruguayan coast. *Check List* 10(3):. 684–686

- Browne, M.A., Dissanayake, A., Galloway, T.S., Lowe, D.M., Thompson, R.C., (2008). Ingested microscopic plastic translocates to the circulatory system of the mussel, *Mytilusedulis* (L.) *Environmental Science Technology* 42, 5026e5031
- Campos, E. J. D., Mulkherjee, S., Piola, A. R., & de Carvalho, F. M. S. (2008). A note on a mineralogical analysis of the sediments associated with the Plata River and Patos Lagoon outflows. *Continental Shelf Research*, 28(13), 1687–1691. <http://doi.org/10.1016/j.csr.2008.03.014>
- Carson, H.S., Colbert, S.L., Kaylor, M.J., McDermid, K.J., (2011). Small plastic debris changes water movement and heat transfer through beach sediments. *Marine Pollution Bulletin*. 62, 1708–1713
- Cole, M., Lindeque, P., Halsband, C., & Galloway, T. S. (2011). Microplastics as contaminants in the marine environment: A review. *Marine Pollution Bulletin*, 62(12), 2588–2597. <http://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.09.025>
- Cózar, A., Echevarría, F., González-Gordillo, J. I., Irigoien, X., Ubeda, B., Hernández-León, Palmae, A. T., Navarrof, S., Garcia de Lomas de, J., Ruizg, A., Fernández-de-Puellesh, M. L., & Duarte, C. M. (2014). Plastic debris in the open ocean. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 111, 10239– 10244. <http://doi.org/10.1073/pnas.1314705111>
- Critchell, K., Grech, A., Schlaefel, J., Andutta, F. P., Lambrechts, J., & Wolanski, E. (2015). Estuarine , Coastal and Shelf Science Modelling the fate of marine debris along a complex shoreline : Lessons from the Great Barrier Reef. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 167, 414–426. <http://doi.org/10.1016/j.ecss.2015.10.018>
- Critchell, K. & Lambrechts, J. (2016). Modelling accumulation of marine plastics in the coastal zone, what are the dominant physical processes? *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 171:111-122.
- 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., McLachlan, A., Schoeman, D. S., Schlacher, T. a., Dugan, J., Jones, A., Scapini, F. (2009). Threats to sandy beach ecosystems: A review. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 81(1), 1–12. <http://doi.org/10.1016/j.ecss.2008.09.022>

- Derraik, J.G.B. (2002). The pollution of the marine environment by plastic debris: a review. *Marine Pollution Bulletin*. 44 (9). 842–852
- Doyle, M. J., Watson, W., Bowlin, N. M., & Sheavly, S. B. (2011). Plastic particles in coastal pelagic ecosystems of the Northeast Pacific ocean. *Marine Environmental Research*, 71(1), 41–52. <http://doi.org/10.1016/j.marenvres.2010.10.001>
- Emery, K. O., 1961. A simple method of measuring beach profiles. *Limnology and Oceanography* 6, 90-93.
- Eriksen M., Lebreton L.C.M., Carson H.S., Thiel M., Moore C.J., et al. (2014). Plastic Pollution in the World's Oceans: More than 5 Trillion Plastic Pieces Weighing over 250,000 Tons Afloat at Sea. *PLoS ONE* 9(12): e111913. doi:10.1371/journal.pone.0111913
- Fisner, M., Taniguchi, S., Moreira, F., Bicego, M. C., & Turra, A. (2013). Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in plastic pellets: Variability in the concentration and composition at different sediment depths in a sandy beach. *Marine Pollution Bulletin*, 70(1-2), 219–226. <http://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.03.008>
- Franco-Trecu, V., Drago, M., Katz, H., Machín, E., Marín, Y. (2017). With the noose around the neck: Marine debris entangling otariid species. *Environmental Pollution* 220B:985-989.
- Fossati, M., Santoro, P., Mosquera, R., Martínez, C., Ghiardo, F., Ezzatti, P., Piedra-cueva, I. (2014). Dinámica de flujo, del campo salino y de los sedimentos finos en el Río de la Plata, 1, 48–63.
- Frias, J. P. G. L., Otero, V., & Sobral, P. (2014). Evidence of microplastics in samples of zooplankton from Portuguese coastal waters. *Marine Environmental Research*, 95, 89–95. <http://doi.org/10.1016/j.marenvres.2014.01.001>
- Galgani, F., Leaute, J.P., Moguedet, P., Souplet, A., Verin, Y., Carpentier, A., Goragner, H., Latrouite, D., Andral, B., Cadiou, Y., Mahe, J.C., Poulard, J.C., Nerisson, P.(2000). Litter on the sea floor along European coasts. / *Marine Pollution Bulletin* 40(6), 516e527
- GEO Uruguay. (2008). Informe del estado del ambiente. Montevideo: Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente, Oficina Regional para América Latina, Centro Latinoamericano de Ecología Social, 350 pp

- Gómez Pivel, M. A. (2006). Geomorfología y procesos erosivos en la costa atlántica uruguaya. En R Menafra, R., Rodríguez-Gallego, L., Scarabino, F. & Conde, D. (Eds). Bases para la conservación y el manejo de la costa uruguaya. *Vida Silvestre Uruguay, GRAPHIS Ltda.*, Montevideo.
- González Sena, J. (1970). Los hombres. Nuestra Tierra. Serie “Los Departamentos” – Vol. N° 10 “Rocha”, pg. 22.
- [http://www.periodicas.edu.uy/o/Nuestra\\_tierra/pdfs/Los\\_Departamentos\\_10.pdf](http://www.periodicas.edu.uy/o/Nuestra_tierra/pdfs/Los_Departamentos_10.pdf)
- Goso, C., Mesa, V., Alvez, M. C. (2011). Sinopsis geológico-ambiental de la costa platense y atlántica de Uruguay. En Problemática de los ambientes costeros, Sur de Brasil, Uruguay y Argentina, *Editorial Croquis S.R.L*, Buenos Aires. 59-76
- Gudynas, E., (2011). La naturaleza con Derechos. De la filosofía a la política. Alberto Acosta y Esperanza Martinez (eds.). Universidad Politecnica Salesiana. Quito, Ecuador. 239-258.
- Hardesty, B. D., Lawson, T. J., van der Velde, T., Lansdell, M., & Wilcox, C. (2017). Estimating quantities and sources of marine debris at a continental scale. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 15(1), 18–25. <http://doi.org/10.1002/fee.1447>
- Hidalgo-Ruz, V., Gutow, L., Thompson, R.C., Thiel, M. (2012). Microplastics in the Marine Environment: A Review of the Methods Used for Identification and Quantification/ *Environmental Science and Technology* 46:3060-3075.
- INE - Instituto Nacional de Estadística - Uruguay en cifras 2014. [www.INE.gub.uy](http://www.INE.gub.uy)
- Jambeck, J. R., Geyer, R., Wilcox, C., Siegler, T. R., Perryman, M., Andrady, A. & Law, K. L. (2015). Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science*, 347(6223):768-771.
- James, R. J. (2000). From beaches to beach environments: Linking the ecology, human-use and management of beaches in Australia. *Ocean and Coastal Management*, 43(6), 495–514. [http://doi.org/10.1016/S0964-5691\(00\)00040-5](http://doi.org/10.1016/S0964-5691(00)00040-5)
- Jiménez, S., Domingo, A., Brazeiro, A., Defeo, O., Phillips, R.A. (2015). Marine debris ingestion by albatrosses in the southwest Atlantic Ocean. *Marine Pollution Bulletin* 96:149-154.

- Karlsson, T. M., Arneborg, L., Broström, G., Almroth, B. C., Gipperth, L., & Hassellöv, M. (2018). The unaccountability case of plastic pellet pollution. *Marine Pollution Bulletin*, 129(1), 52–60. <http://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.01.041>
- Kenyon, K. W., & Kridler, E. (1969). Laysan Albatrosses swallow indigestible matter. *Auk*, 86, 339–343.
- Laist, D. W. (1987). Overview of the biological effects of lost and discarded plastic debris in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, 18(6), 319–326. [http://doi.org/10.1016/S0025-326X\(87\).80019-X](http://doi.org/10.1016/S0025-326X(87).80019-X)
- Lebreton, L. C. M., van der Zwet, J., Damsteeg, J.-W., Slat, B., Andrady, A., & Reisser, J. (2017). River plastic emissions to the world's oceans. *Nature Communications*, 8, 15611. <http://doi.org/10.1038/ncomms15611>
- Leite, a. S., Santos, L. L., Costa, Y., & Hatje, V. (2014). Influence of proximity to an urban center in the pattern of contamination by marine debris. *Marine Pollution Bulletin*, 81(1), 242–247. <http://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.01.032>
- Lenzi, J., Burgues, M.F., Carrizo, D., Machin, E., Texeira de Melo, F. (2016). Plastic ingestion by a generalist seabird on the coast of Uruguay. *Marine Pollution Bulletin* 107. 71–76
- 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: 27-35
- Limongi Pérez, P. (2017.). La macrofauna bentónica como indicadora de integridad ecológica en una playa oceánica de uso turístico: playa El Rivero, Punta del Diablo, Uruguay. Tesis de grado. Universidad de la República (Uruguay). Facultad de Ciencias..
- Lozoya, J. P., Gomez, J., & Defeo, O. (2010). Modelling large-scale effects of estuarine and morphodynamic gradients on distribution and abundance of the sandy beach isopod *Excirrolana armata*. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 87(3), 472–478. <http://doi.org/10.1016/j.ecss.2010.02.005>
- Lozoya, J. P., Sardá, R and Jiménez, J. A., (2011). Beach Multi-Risk Assessment in the Coas (Spain). In: Micallef, A. (ed.), MCCR3-2010 Conference Proceedings , Journal of Coastal Resear Issue, No. 61, pp. 408-414. Grosseto, Tuscany, Italy

- Lozoya, J.P., Carranza, A., Lenzi, J., Machín, E., Teixeira de Mello, F., González, S., Hernández, D., Lacerot, G., Martínez, G., Scarabino, F., Sciandro, J., Vélez-Rubio, G., Burgues, F., Carrizo, D., Cedrés, F., Chocca, J., De Álava, D., Jiménez, S., Leoni, V., Limongi, P., López, G., Olivera, Y., Pereira, M., Rubio, L., Weinsten, F. (2015). Management and research on plastic debris in Uruguayan aquatic systems: update and perspectives. *Journal of Integrated Coastal Zone Management* 15(3):377-393.
- Lusher, A.L., Hollman, P.C.H., Mendoza-Hill, J.J. (2017). Microplastics in fisheries and aquaculture: status of knowledge on their occurrence and implications for aquatic organisms and food safety. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper. No. 615. Rome, Italy
- Martínez, C., Silva, J. P., Dufrechou, E., Santoro, P., Fossati, M., & Plata, M. (2015). Towards a 3D Hydrodynamic numerical modeling system for long term simulations of the Río de la Plata dynamic Atlantic Ocean, (1)., 1–9.
- McLachlan, A. & Dorvlo, A. (2005). Global Patterns in Sandy Beach Macrobenthic Communities. *Journal of Coastal Research*, 21(4), 674–687. <http://doi.org/10.2112/03-0114.1>
- McLachlan, A. & Defeo, O. (2017). Ecology of sandy shores. Third Edition. *Elsevier, Oxford*
- Moore, S.L., Gregorio, D., Carreon, M., Weisberg, S.B., Leecaster, M.K., (2001). Composition and distribution of beach debris in orange county, California. *Marine Pollution Bulletin* 2001;42(3):241–5.
- Munang, R., Tihaw, I., Alverson, K., Liu, J., Han, Z., (2013). The role of ecosystem services in climate change adaptation and disaster risk reduction. *Current Option In Environmental Sustainability*. Volume 5, Issue 1, Pages 47-52
- Panario, D., Piñeiro, G., de Álava, D. & Fernández, G. (1993). Dinámica sedimentaria y geomorfológica de dunas y playas en Cabo Polonio, Rocha. Unidad de Ciencias de la Epigénesis, Facultad de Ciencias (Universidad de la República). 57 pp (Inédito).
- Panario, D., & Gutiérrez, O. (2006). Dinámica y fuentes de sedimentos de las playas uruguayas. *Bases Para La Conservación Y El Manejo de La Costa Uruguay*, (April 2014), 21–34. Retrieved from [http://vidasilvestre.org.uy/wp-content/uploads/2012/09/03\\_Din?micas-y-fuentes-de-sedimentos-de-las-playas-uruguayas-Panario.pdf](http://vidasilvestre.org.uy/wp-content/uploads/2012/09/03_Din?micas-y-fuentes-de-sedimentos-de-las-playas-uruguayas-Panario.pdf)

- Pazos, R. S., Maiztegui, T., Colautti, D. C., Paracampo, A. H., & Gomez, N. (2017). Microplastics in gut contents of coastal freshwater fish from R?o de la Plata estuary. *Marine Pollution Bulletin*, (March), 0–1. <http://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.06.007>
- Pérez-Albaladejo, E., Fernandes, D., Lacorte, S., & Porte, C. (2017). Comparative toxicity, oxidative stress and endocrine disruption potential of plasticizers in JEG-3 human placental cells. *Toxicology in Vitro*, 38, 41–48. <http://doi.org/10.1016/j.tiv.2016.11.003>
- Plastics Europe. (2015). *Plastics-the facts 2015: An analysis of European plastics production, demand and waste data*. Brussels: PlasticsEurope
- Possatto, F. E., Spach, H. L., Cattani, A. P., Lamour, M. R., Santos, L. O., Cordeiro, N. M. a., & Broadhurst, M. K. (2014). Marine debris in a World Heritage Listed Brazilian estuary. *Marine Pollution Bulletin*, 91(2), 548–553. <http://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.09.032>
- Ríos, L. M., Moore, C., & Jones, P. R. (2007). Persistent organic pollutants carried by synthetic polymers in the ocean environment. *Marine Pollution Bulletin*, 54(8), 1230–1237.
- Rodríguez, C., Limongi, P., & Weinstein, F., (2015). Investigación participativa en playa oceánica El Buzón. La playa como aula, ¿Cómo circula y de donde viene la basura marina?. Proyectos estudiantiles de extensión universitaria 2014-2015. CSEAM-UDELAR. Colectivo AULAMAR. <https://vimeo.com/182183329>. II Congreso Ibero Americano de Gestión Integrada de Áreas Litorales (2016) – Florianópolis, Brasil.
- Roig, F. X. (2003). Identificación de variables útiles para la clasificación y gestión de playas y calas. El caso de la isla de Menorca (I.Baleares). *Boletín de La A.G.E.*, 35, 175–190.
- Ryan, P. G., Moore, C. J., van Franeker, J. a, & Moloney, C. L. (2009). Monitoring the abundance of plastic debris in the marine environment. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences*, 364(1526), 1999–2012. <http://doi.org/10.1098/rstb.2008.0207Schulz>,
- Santos, I. R., Friedrich, A. C., Wallner-Kersanach, M., & Fillmann, G. (2005). Influence of socio-economic characteristics of beach users on litter generation. *Ocean and Coastal Management*, 48(9-10), 742–752. <http://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2005.08.006>



- Short, A.D., (1996). The role of wave height, period, slope, tide range and embayment in beach classifications: a review. *Revista Chilena de Historia Natural* 69, 589-604
- Simionato, C. G., Meccia, V. L., & Dragani, W. C., (2009). On the path of plumes of the río de la plata estuary main tributaries and their mixing scales. *Geoacta* 34, 87 -116, 2009
- Steffen, W., Persson, A., Deutsch, L., Zalasiewicz, J., Williams, M., Richardson, K., Crumley, C., Crutzen, P., Folke, C., Gordon, L., Molina, M., Ramanathan, V., Rockstrom, J., Scheffer, M., Schellnhuber, H. J., Svedin, U. (2011). The Anthropocene: From Global Change to Planetary Stewardship. *740 AMBIO* 40:739–761
- Suhrhoff, T. J., & Scholz-Böttcher, B. M. (2016). Qualitative impact of salinity, UV radiation and turbulence on leaching of organic plastic additives from four common plastics - A lab experiment. *Marine Pollution Bulletin*, 102(1), 84–94. <http://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.11.054>
- Tanaka, K., Takada, H., Yamashita, R., Mizukawa, K., Fukuwaka, M.-a., Watanuki, Y., 2013. Accumulation of plastic-derived chemicals in tissues of seabirds ingesting marine plastics. *Mar. Pollut. Bull.* 69, 219e222
- Teuten, E. L., Saquing, J. M., Knappe, D. R. U., Barlaz, M. A., Jonsson, S., Björn, A., Rowland, S.J., Thompson, R.C, Galloway, T.S., Yamashita, R., Ochi, D., Watanuki, Y., Moore, C., Viet, P.H., Tana, T.S., Prudente, M., Boonyatumanond, R., Zakaria, M.P., Akkhavong, K., Ogata, Y., Hirai, H., Iwasa, S., Mizukawa, K., Hagino, Y., Imamura, A., Saha, M., & Takada, H. (2009). Transport and release of chemicals from plastics to the environment and to wildlife. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences*, 364(1526), 2027–2045. <http://doi.org/10.1098/rstb.2008.0284>
- Thiel, M., Hinojosa, I. a., Miranda, L., Pantoja, J. F., Rivadeneira, M. M., & Vasquez, N. (2013). Anthropogenic marine debris in the coastal environment: A multi-year comparison between coastal waters and local shores. *Marine Pollution Bulletin*, 71(1-2), 307–316. <http://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.01.005>
- Thompson, R. C., Swan, S. H., Moore, C. J. & VomSaal, F. S. (2009). Our Plastic Age. *Phil. Trans. R. Soc. B* . 364, 1973–1976 doi:10.1098/rstb.2009.0054

- Topçu, E. N., Tonay, A. M., Dede, A., Öztürk, A. a., & Öztürk, B. (2013). Origin and abundance of marine litter along sandy beaches of the Turkish Western Black Sea Coast. *Marine Environmental Research*, 85, 21–28. <http://doi.org/10.1016/j.marenvres.2012.12.006>
- Tschernij, V., Larsson, P.O., (2003). Ghost fishing by lost cod gill nets in the Baltic Sea. *Fish. Research*. 64, 151–162.
- Turner, A., & Holmes, L., (2011). Occurrence, distribution and characteristics of beached plastic production pellets on the island of Malta (central Mediterranean). *Marine Pollution Bulletin* 62 (2), 377e381
- Turner, R.K., & Schaafsma, M. (2015). Coastal Zones Ecosystem Services. *Studies in Ecological Economics* 9, DOI 10.1007/978-3-319-17214-9\_1
- Unger, A., & Harrison, N. (2016). Fisheries as a source of marine debris on beaches in the United Kingdom. *Marine Pollution Bulletin*, 107(1), 52–58. <http://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.04.024>
- Uruguay XXI – Promoción de inversiones y exportaciones (2017). Informe turismo – oportunidades de inversión. Ministerio de turismo y deporte. <http://www.uruguayxxi.gub.uy/informacion/wp-content/uploads/sites/9/2017/03/Informe-Turismo-Marzo-2017-Uruguay-XXI.pdf>
- Usepa - U.S. (2005). Environmental Protection Agency. Guidelines for carcinogen risk assessment, (March).
- vabSebille, E., England, M. H., & Froyland, G. (2012). Origin, dynamics and evolution of ocean garbage patches from observed surface drifters. *Environmental Research Letters*, 7(4),044040. <http://doi.org/10.1088/1748-9326/7/4/044040>
- Vélez-Rubio, G., Estrades, A., Fallabrino, A., Tomás, J., (2013). Marine turtle threats in Uruguayan waters: insights from 12 years of stranding data. *Marine Biology*. DOI 10.1007/s00227-013-2272-y
- Verma, R., Vinoda, K. S., Papireddy, M., & Gowda, A. N. S. (2016). Toxic Pollutants from Plastic Waste- A Review. *Procedia Environmental Sciences*, 35, 701–708. <http://doi.org/10.1016/j.proenv.2016.07.069>

Wetzel, L., Fillmann, G., & Niencheski, L. F. H. (2004). Litter contamination on the Brazilian southern coast: processes and management perspectives. *International Journal of Environment and Pollution*, 21(2), 153–164.

International Pellet Watch - <http://www.pelletwatch.org>

# ANEXO 1: Análisis estadísticos

## Comparaciones múltiples pareadas (Tukey)

### GRADIENTE ESPACIAL en INVIERNO

Simultaneous Confidence Intervals

Multiple Comparisons of Means: User-defined Contrasts

Fit: lm(formula = log(items.m2) ~ grup - 1, data = JP1)

Quantile = 2.5826

95% family-wise confidence level

Linear Hypotheses:

Estimate wrupr

PUEBLO vs VIUDA == 0 -2.12595 -4.29935 0.04746

PUEBLO vs FABEIRO == 0 -5.99203 -8.16543 -3.81862

PUEBLO vs BUZON == 0 -1.68349 -3.85689 0.48992

----

Simultaneous Tests for General Linear Hypotheses

Multiple Comparisons of Means: User-defined Contrasts

Fit: lm(formula = log(items.m2) ~ grup - 1, data = JP1)

Linear Hypotheses:

**Estimate Std. Error t value Pr(>|t|)**

**PUEBLO vs VIUDA == 0 -2.1259 0.8416 -2.526 0.0555**

**PUEBLO vs FABEIRO == 0 -5.9920 0.8416 -7.120 <0.001 \*\*\***

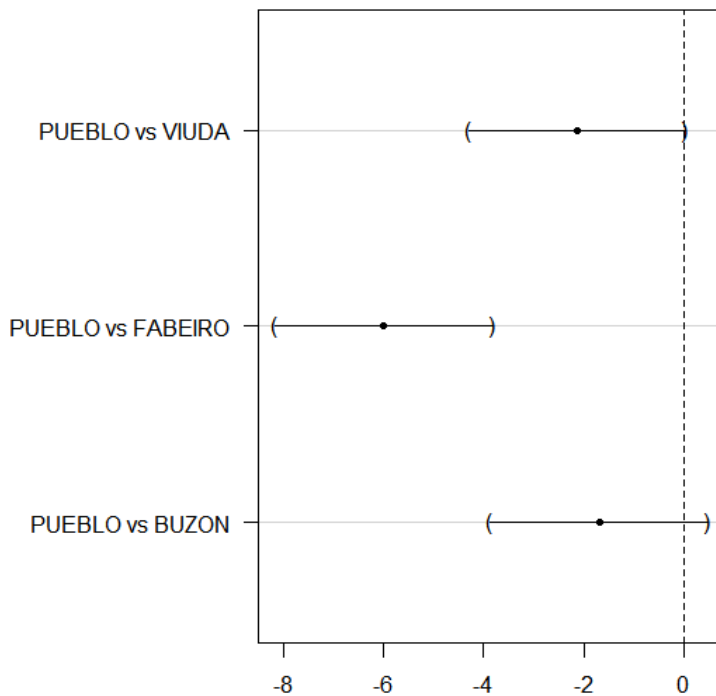
**PUEBLO vs BUZON == 0 -1.6835 0.8416 -2.000 0.1434**

---

Signif. codes: 0 '\*\*\*' 0.001 '\*\*' 0.01 '\*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

(Adjusted p values reported -- single-step method)

### 95% family-wise confidence level



## GRADIENTE ESPACIAL en VERANO

Multiple Comparisons of Means: User-defined Contrasts

Fit: lm(formula = log(items.m2) ~ grup - 1, data = JP1)

Quantile = 2.6106

95% family-wise confidence level

Linear Hypotheses:

EstimateLwrupr

PUEBLO vs VIUDA == 0 1.5109 -0.4541 3.4759

PUEBLO vs FABEIRO == 0 -0.1187 -2.0837 1.8463

PUEBLO vs BUZON == 0 3.3349 1.3699 5.2999

Simultaneous Tests for General Linear Hypotheses

Multiple Comparisons of Means: User-defined Contrasts

Fit: lm(formula = log(items.m2) ~ grup - 1, data = JP1)

Linear Hypotheses:

Estimate Std. Error t value Pr(>|t|)

PUEBLO vs VIUDA == 0 1.5109 0.7527 2.007 0.15058

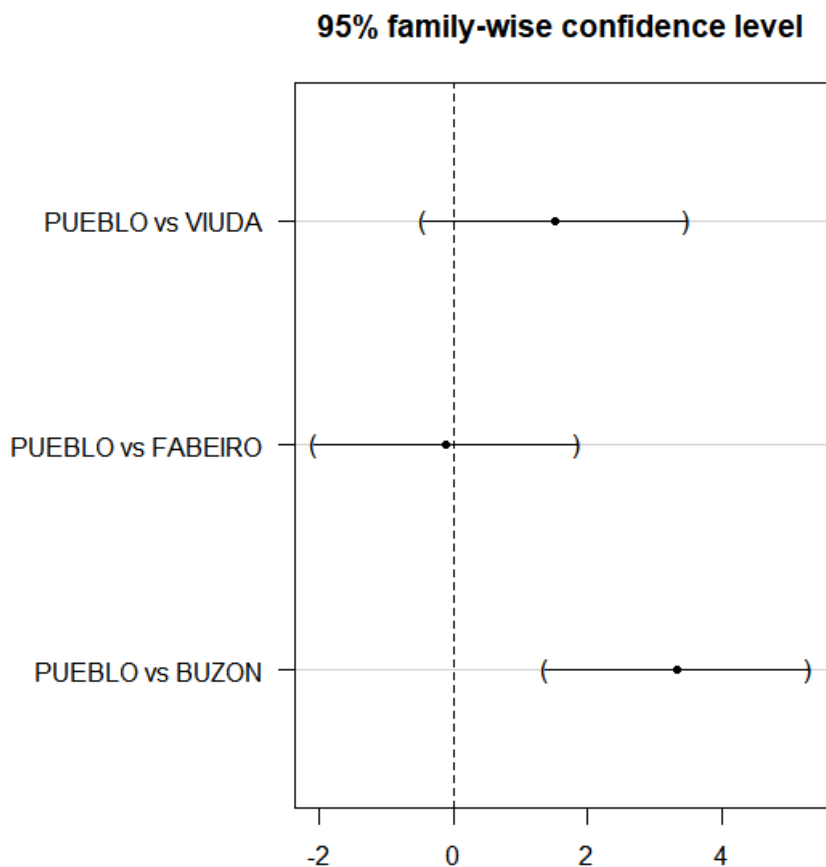
PUEBLO vs FABEIRO == 0 -0.1187 0.7527 -0.158 0.99711

PUEBLO vs BUZON == 0 3.3349 0.7527 4.431 0.00125 \*\*

---

Signif. codes: 0 '\*\*\*' 0.001 '\*\*' 0.01 '\*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

(Adjusted p values reported -- single-step method)



## PARA CADA SITIO INVIERNO vs VERANO

Simultaneous Confidence Intervals

Multiple Comparisons of Means: User-defined Contrasts

Fit:  $\text{lm}(\text{formula} = \log(\text{items.m2}) \sim \text{grup} - 1, \text{data} = \text{JP1})$

Quantile = 2.8046

95% family-wise confidence level

Linear Hypotheses:

Estimate lwrupr

PI vs PV == 0 -4.8400 -7.2002 -2.4798

VI vs VV == 0 -1.2032 -3.3142 0.9079

FI vs FV == 0 1.0333 -1.0777 3.1444

BI vs BV == 0 0.1784 -1.9327 2.2894

----

Simultaneous Tests for General Linear Hypotheses

Multiple Comparisons of Means: User-defined Contrasts

Fit:  $\text{lm}(\text{formula} = \log(\text{items.m2}) \sim \text{grup} - 1, \text{data} = \text{JP1})$

Linear Hypotheses:

Estimate Std. Error t value Pr(>|t|)

PI vs PV == 0 -4.8400 0.8416 -5.751 <0.001 \*\*\*

VI vs VV == 0 -1.2032 0.7527 -1.598 0.407

FI vs FV == 0 1.0333 0.7527 1.373 0.545

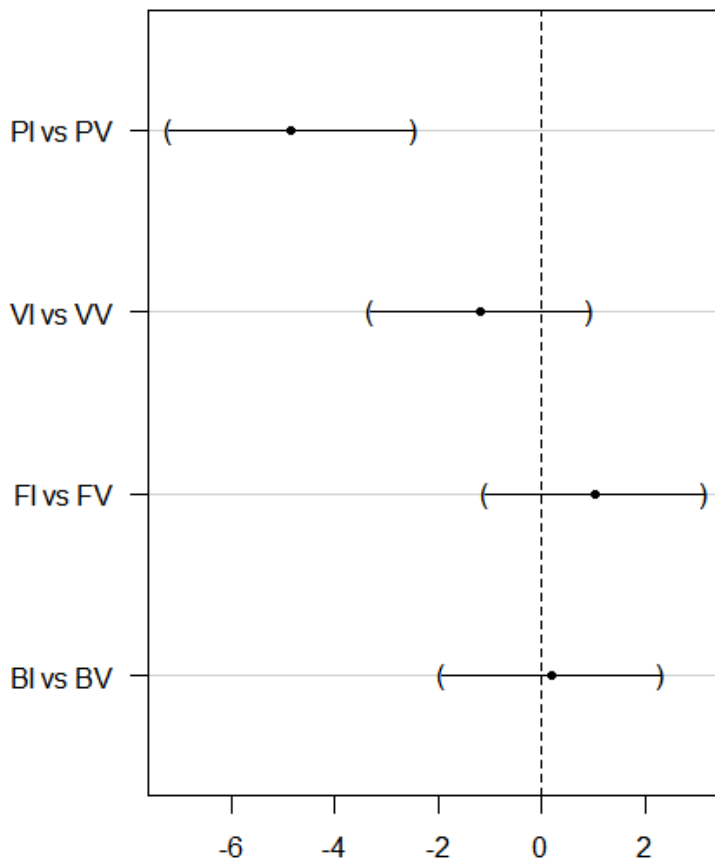
BI vs BV == 0 0.1784 0.7527 0.237 0.999

---

Signif. codes: 0 '\*\*\*' 0.001 '\*\*' 0.01 '\*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

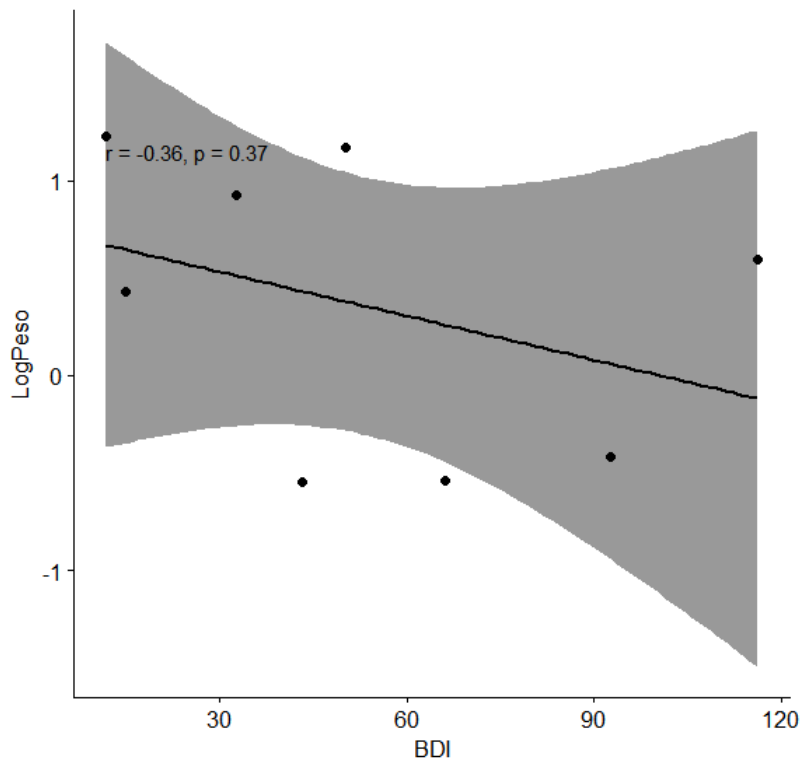
(Adjusted p values reported -- single-step method)

### 95% family-wise confidence level

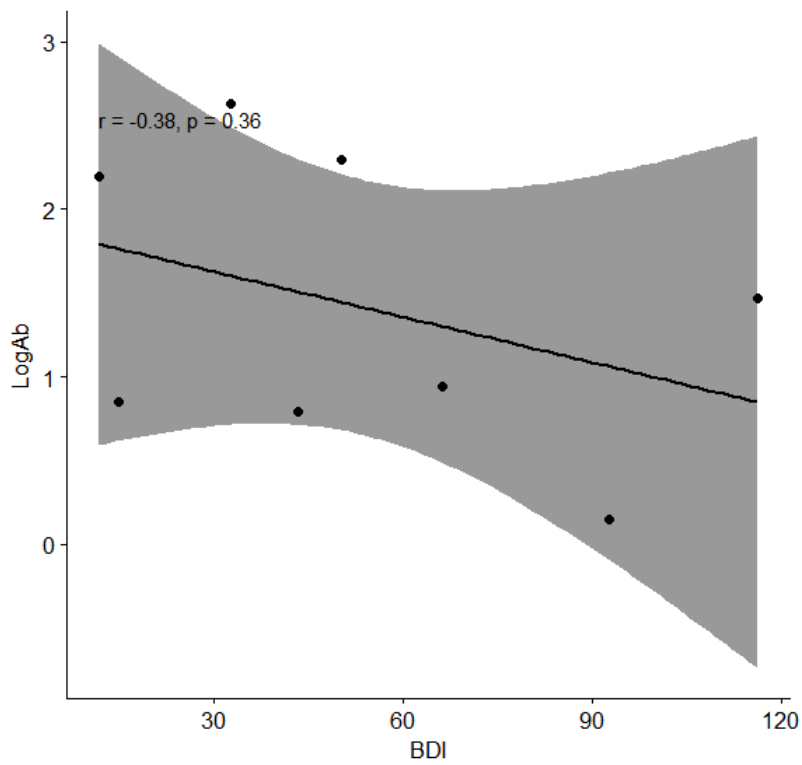


## Correlaciones de Pearsons

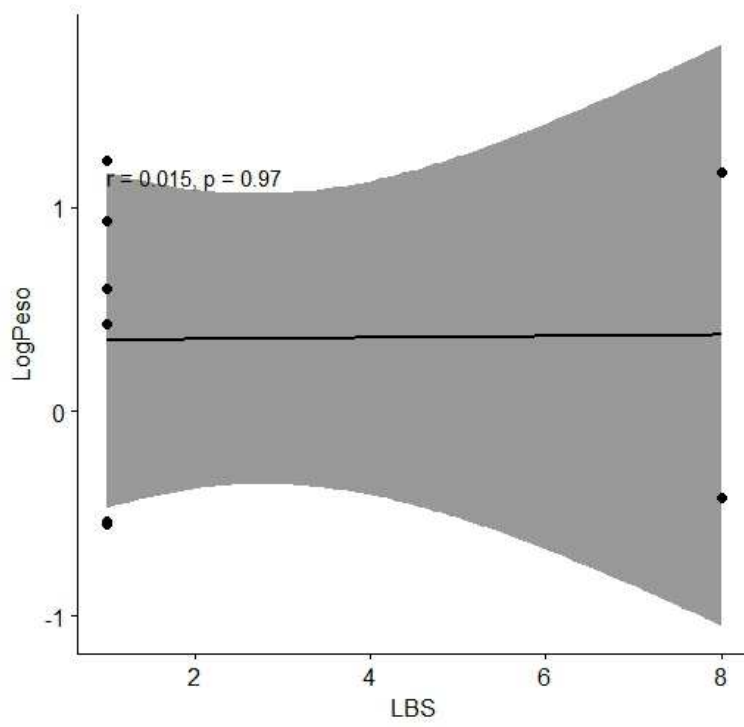
### PESO X BDI



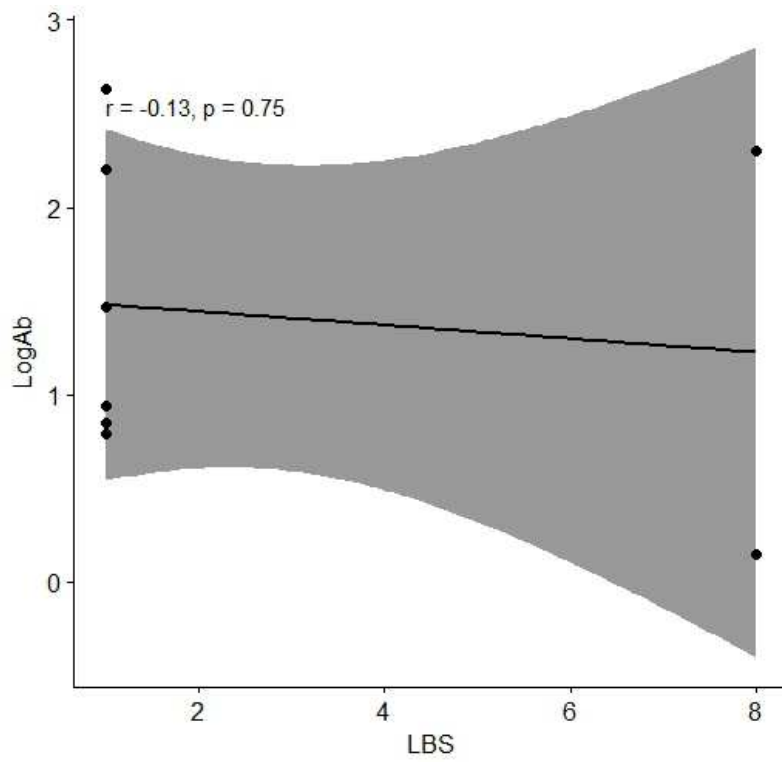
### ABUNDANCIA X BDI



PESO X LBS



ABUNDANCIA X LBS





## **ANEXO 2: Imágenes complementarias**

### **Plásticos**

Durante el procesamiento de campo resultó alarmante la concentración de residuos de mayor tamaño (macroplásticos) en la Playa Fabeiro, principalmente envases, con etiquetas de origen foráneo (procedencia europea, asiática y americana). A efectos de complementar la observación fueron registrados y fotografiados (Fig. a). Además, durante la limpieza realizada durante el año 2015 por niños y vecinos de la Escuela local N°95, junto con el Colectivo Aulamar, se recolectaron en *Fabeiro* 100kg de residuos plásticos de los cuales se comprobó el origen alóctono de diversos ítems, con procedencias como Malasia, Francia, Singapur, Japón, Argentina, etc. (Rodríguez et al., 2015). Estos residuos fueron removidos completamente del área durante dicha jornada, pero aún así, un año después, volvimos a encontrar la playa cubierta de residuos de macroplásticos (Fig.3). Estos artículos de origen extranjero no están disponibles para su compra en el mercado nacional, por lo que sugieren un aporte externo, posiblemente de embarcaciones extranjeras, las cuales durante su tránsito marítimo aportan considerables cantidades de residuos a la circulación oceánica, que luego ingresan a la circulación costera y terminan acumulándose en las costas (Topçu et al., 2013; Lozoya et al., 2015).

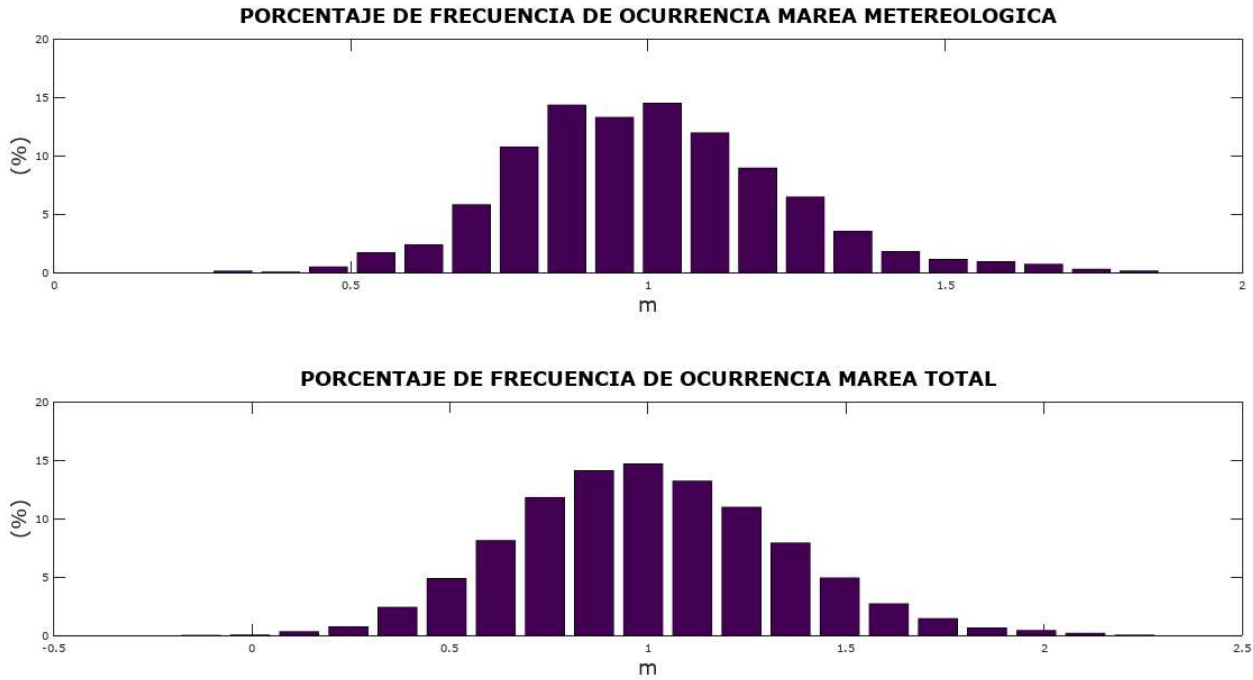


**Figura a.** Estación Fabeiro (Playa Fabeiro, Punta del Punta del Diablo Diablo – Rocha) en ambos momentos de muestreo. (a-f) Situación durante el muestreo de invierno; (b-f) residuos micro y macro plásticos, donde se pudo observar etiquetas de residuos de procedencias extranjeras. (g – j) Situación durante el muestreo de verano; (i) residuos flotantes en la orilla frente a la estación de muestreo, (j) residuos observados en el perfil de quiebre de playa.

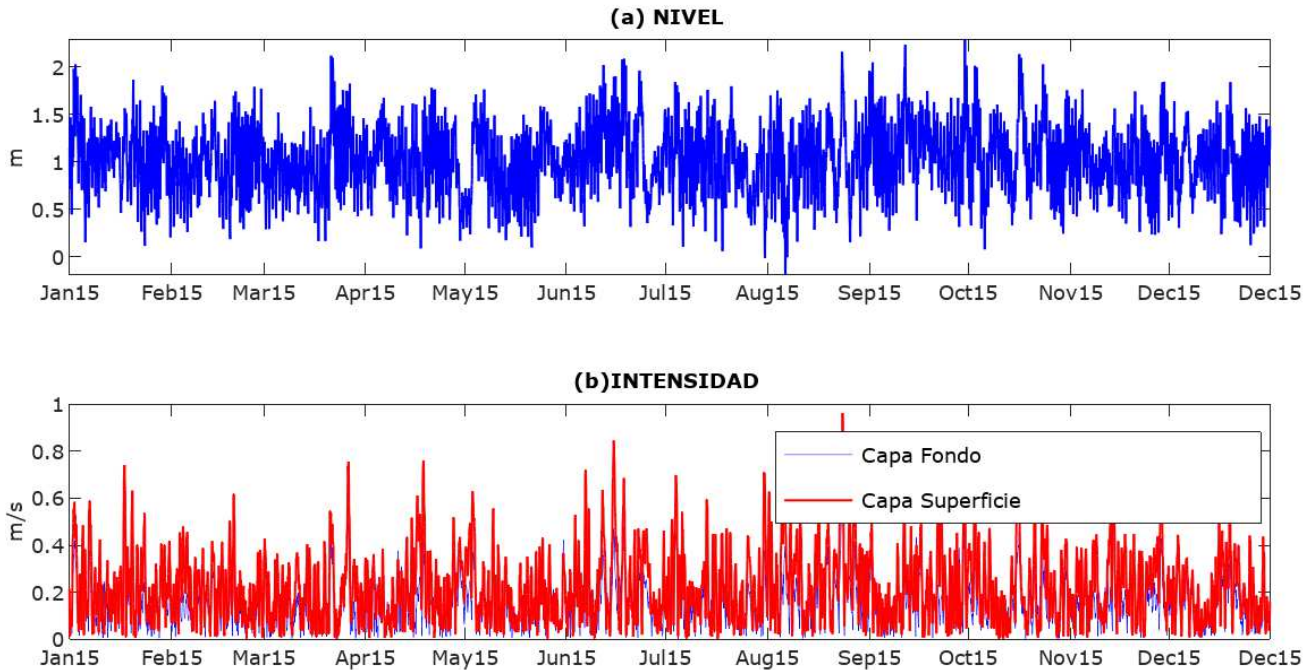


**Figura b.**(Arriba) Imagen obtenida a partir de la observación en Lupa Electrónica de los microplásticos menores a 0,5 mm, obtenidos durante el procesamiento mas no cuantificados durante el análisis formal. (Abajo) Relación de tamaño con residuos microplásticos obtenidos en las muestras analizadas.

## Hidrodinámica



*Figura c.* Curva de distribución de frecuencia de ocurrencia de marea meteorológica (arriba) y marea total (abajo) durante 2015 para el punto 66,265.



*Figura d.* Variación temporal del nivel del mar (a) y de la intensidad de corriente de fondo y superficie (b) durante el año 2015 para el punto 66,265.