



Comunidad de invertebrados epifaunales de charcos intermareales: Aproximación al desarrollo de indicadores de presión antrópica.

Epifaunal invertebrate community from intertidal pools: Approach to indicators of man-induced perturbation.

Daniel González Aragón

Máster de Biología Marina: Biodiversidad y
Conservación

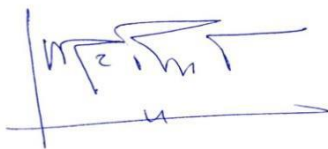
Junio 2018

El **Dr. Jorge A. Núñez Fraga**, Profesor Titular del Departamento de Biología Animal, Edafología y Geología de la Universidad de La Laguna, y el **Dr. Rodrigo Riera Elena**, Responsable del Departamento de I+D+i del Centro de Investigaciones Medioambientales del Atlántico (CIMA) y Profesor Asistente de la Facultad de Ciencias de la Universidad Católica de la Santísima Concepción (UCSC-Chile), como Tutor Académico y Co-tutor, respectivamente:

CERTIFICAN:

Que la memoria presentada por el Graduado en Biología, D. Daniel González Aragón, titulada *Comunidad de invertebrados epifaunales de charcos intermareales: Aproximación al desarrollo de indicadores de presión antrópica* ha sido realizada bajo su dirección y consideran que reúne todas las condiciones de calidad y rigor científico requeridas para optar a su presentación como Trabajo de Fin de Máster, en el Máster Oficial de Postgrado de Biología Marina: Biodiversidad y Conservación de la Universidad de La Laguna, curso 2017/2018.

Y para que así conste y surta los efectos oportunos, firman el presente informe favorable en San Cristóbal de La Laguna a 1 de Junio de 2018.



Fdo. Dr. Jorge A. Núñez Fraga



Fdo. Dr. Rodrigo Riera Elena

Índice

1. Introducción.....	1
2. Material y métodos.....	6
2.1 Charcos intermareales y muestreo.....	6
2.1.1 Charcos con presión antrópica alta.....	8
2.1.2 Charcos con presión antrópica media.....	9
2.1.3 Charcos con presión antrópica baja.....	10
2.1.4 Muestreo de los charcos intermareales.....	11
2.2 Tratamiento e identificación de las muestras.....	13
2.3 Análisis estadístico.....	13
3. Resultados.....	14
4. Discusión.....	26
5. Agradecimientos.....	31
6. Referencias.....	32

Resumen:

Se identificó la comunidad de invertebrados epifaunales que habitan en charcos intermareales en el noroeste de Tenerife, asociadas al alga dominante *Cystoseira humilis*. A partir de este estudio se pretende conocer las diferencias entre los charcos según la presión antrópica detectada en cada uno de ellos. Las muestras provienen de seis charcos intermareales, donde se identificaron 74 especies de invertebrados. Los análisis estadísticos arrojaron valores significativos para la variable de presión antrópica, comprobándose que es un factor determinante para diferenciar entre charcos intermareales. Algunas especies registradas parecen comportarse como indicadoras de diferentes grados de presión antrópica. Con el presente Trabajo Fin de Máster, se pretende realizar una primera aproximación para poder averiguar las especies clave que indiquen el estado y calidad de estos hábitats, como un primer paso hacia un futuro índice ecológico.

Palabras clave: charcos intermareales, invertebrados, epifaunal, presión antrópica.

Abstract:

The epifaunal invertebrate community that inhabits intertidal pools in northwestern of Tenerife, associated with the dominant algae *Cystoseira humilis*, were identified. The aim of the study is to establish the differences between intertidal pools, according the man-induced perturbations detected in each one of them. Six intertidal pools were sampled, and 74 species of invertebrates were identified. The statistical analysis showed significant differences for the man-induced perturbation, testing that it is a determining factor to differentiate between intertidal pools. Some registered species seem to behave as indicators of different degrees of man-induced perturbations. The present study represents a first approach to identify key species that may indicate the status of these habitats, as a first step towards a future ecological index.

Keywords: intertidal pools, invertebrates, epifauna, man-induced perturbation.

1. Introducción

El hábitat más común en las zonas costeras expuestas al oleaje es el litoral rocoso, que conforma los márgenes de los océanos de todo el mundo y supone una importante conexión entre el mar y la tierra (Raffaelli y Hawkins, 1996). En estas áreas se forman unos ecosistemas abiertos que siempre han sido un lugar ideal para el desarrollo de innumerables tipos de estudios, debido a su accesibilidad y su enorme potencial como laboratorio ecológico, con hábitats donde se instalan especies sésiles o de movimientos lentos convirtiéndolos en unos lugares extraordinarios para estudiar sus comunidades (Connel, 1972; Knox, 2001; Thompson *et al.*, 2002).

Estas costas rocosas tienen una extensión variable, que depende principalmente de la inclinación del litoral y la amplitud de las mareas. Existen tres gradientes ambientales principales: uno vertical que va del mar a la tierra, con mayor estrés de emersión en los niveles altos de la costa, uno horizontal debido a la exposición al oleaje y un tercer gradiente que lo conforman las partículas del sustrato, que van desde la roca hasta la arena fina (Knox, 2001; Thompson *et al.*, 2002). Estos gradientes y otros factores como la salinidad y la temperatura, contribuyen a formar la gran heterogeneidad y complejidad de los hábitats intermareales (Underwood y Denley, 1984). Según la zonación vertical se puede dividir en: supralitoral, donde los factores físicos adquieren una mayor importancia, eulitoral o litoral medio y en infralitoral o sublitoral, donde las interacciones biológicas son más determinantes para explicar la biota presente (Stephenson y Stephenson, 1949; Lawson y Norton, 1971; Connel, 1972).

En las zonas intermareales rocosas es muy común la existencia de charcos, donde se forman hábitats complejos y únicos (**Figura 1**). Las condiciones en estos charcos costeros se encuentran fuertemente reguladas por el ciclo de mareas, y su grado de fluctuación es mucho menor que en el resto de la costa, por lo que forman parches y actúan como importantes refugios a situaciones de estrés como la desecación (Astles, 1993; Firth, 2014). Los factores ambientales en los charcos varían verticalmente, horizontalmente, diariamente y estacionalmente, afectando a cada charco de forma diferente dependiendo del volumen, la forma, la profundidad, el área de superficie, la ubicación en la costa, el grado de sombra, el drenaje y su exposición al oleaje, por lo que es imposible encontrar dos charcos naturales iguales teniendo en cuenta todas estas características (Martins *et al.*, 2007). La complejidad y la elevada heterogeneidad entre charcos, pueden explicar que hayan recibido una menor atención y se encuentren menos estudiados que el resto de ecosistemas marinos intermareales (Astles, 1993; Metaxas y Scheibling, 1993).



Figura 1. Intermareal rocoso con abundantes charcos en Buenavista del Norte, Tenerife.

Las condiciones ambientales en los charcos no fluctúan tanto como en el resto de la costa, pero si en mayor medida que en el sublitoral, por ejemplo, la temperatura puede llegar a variar diariamente 15 °C y ocasionar una estratificación térmica en la columna de agua del charco (Morris y Taylor, 1983). La salinidad está más influenciada por la altura en la zona intermareal donde se encuentre el charco, siendo mayor conforme se aproxima al supralitoral, existiendo también una importante variación estacional por congelación, lluvias o evaporación (Metaxas y Scheibling, 1993). Las diferencias en cuanto a la forma, la profundidad y la composición del sustrato en cada charco afectarán a la intensidad de estas variaciones, como ocurre con los cambios de temperatura y salinidad que se producen de forma más drástica en los charcos de menor tamaño o volumen (Astles, 1993; Martins *et al.*, 2007). Estos factores también afectan a la saturación de oxígeno y el pH, pero las variaciones diarias o estacionales que se pueden observar se deben mayormente a procesos biológicos (Morris y Taylor, 1983). En los charcos se han registrados los valores más altos de oxígeno y estratificación en la columna de agua durante el día coincidiendo con la fotosíntesis, y los más bajos y ausencia de estratificación durante la noche (Metaxas y Scheibling, 1993).

La biota que habita en los charcos intermareales, como cianobacterias, diatomeas, algas, invertebrados y peces, es regulada por su capacidad para colonizar y tolerar estos gradientes físicos que actúan sobre ella, conjuntamente con las interacciones entre los organismos (Thompson *et al.*, 2002). Existen numerosos estudios que muestran la influencia de los factores ambientales en los charcos, como por ejemplo, que a medida que se asciende en el intermareal la abundancia total de algas disminuya (Johnson y Skutch, 1928), que según el grado de exposición al oleaje la cobertura de las algas dominantes varíe (Dethier, 1982) o que se ha demostrado que el área del charco tiene poca influencia sobre los organismos (Martins *et al.*, 2007). Sin embargo, la profundidad afecta fuertemente a la diversidad y composición de la

comunidad, registrándose más especies de algas e invertebrados en charcos profundos que en someros (Kooistra *et al.*, 1989; Fairweather y Underwood, 1991).

El intermareal y sus charcos están sujetos a múltiples perturbaciones de origen antrópico, entre las que destacan la contaminación (eutrofización, aceites, disruptores endocrinos, etc.), la introducción de especies invasoras, la destrucción o fragmentación del hábitat o el cambio climático. El problema es que muchas veces supone un gran reto discernir entre el impacto antropogénico y el impacto ambiental (Thompson *et al.*, 2002; Martins *et al.*, 2008; Viera *et al.*, 2016).

Una de las alteraciones más directas y con mayor impacto en el intermareal es la destrucción del hábitat debido a construcciones artificiales. Es una perturbación que continuará creciendo con el incremento de la población humana y que acentuará el resto de impactos negativos sobre las especies al reducir el hábitat que éstas ocupan. En este contexto, y sabiendo que los charcos intermareales albergan mayor biodiversidad que el resto de la costa emergida, se han llevado a cabo estudios para la construcción de charcos artificiales en estructuras como rompeolas o espigones, siendo una manera efectiva de proveer a estas zonas con un mayor número de hábitats (Chapman y Blockley, 2009; Browne y Chapman, 2014). Para aumentar este efecto y potenciar el mantenimiento de la biodiversidad se ha estudiado la creación de estos charcos a diferentes alturas del intermareal y con diferentes profundidades (Firth *et al.*, 2014).

Una de las perturbaciones más severas y extendidas que afecta a las costas es la eutrofización, causada por un enriquecimiento excesivo de nutrientes, a veces limitantes en el medio como el nitrógeno o el fósforo, aumentando su concentración por encima de los valores habituales. Esto provoca modificaciones en las comunidades de los charcos, favoreciendo la desaparición o reducción de ciertas especies más sensibles a los vertidos, siendo sustituidas por otras especies oportunistas y nitrófilas, que son más resistentes y que en ocasiones pueden tratarse de especies invasoras (Roca *et al.*, 2011; R. Vieira *et al.*, 2016). Por otro lado, los vertidos, como por ejemplo de petróleo, pueden alterar los ecosistemas de los charcos y afectar sobre todo a especies filtradoras, aunque los efectos no sean tan graves debido a la renovación del oleaje (Bonsdorff, 1984). En los charcos intermareales la mayoría de las especies de la comunidad son de carácter sésil o bentónico, por lo que reflejan las condiciones ambientales a las que han sido sometidas a lo largo del tiempo, por esta razón comunidades como la fitobentónica son excelentes bioindicadores de la contaminación (Juanes *et al.*, 2008).

En la actualidad, un gran problema a nivel mundial es el incremento de la temperatura de los océanos y el brusco descenso del pH del agua. Se prevé un aumento de 4 °C en la superficie del mar hacia el final del siglo XXI, lo que generará un aumento considerable de las regiones biogeográficas tropicales (Barsch *et al.*, 2012; Gattuso *et al.*, 2015). La acidificación es un impacto negativo que afecta a la supervivencia, crecimiento y calcificación de numerosos organismos, como por ejemplo a equinodermos y moluscos, que son taxones con especies clave que modifican y regulan ecosistemas (Dupont *et al.*, 2010; Parker *et al.*, 2013). En cambio, en este sentido, hábitats con fluctuaciones estacionales y diarias como los charcos intermareales son relativamente más robustos ante el cambio climático que otros hábitats más estables (Legrand *et al.*, 2018).

El intermareal puede tener mayor o menor resistencia y capacidad de recuperación a estas perturbaciones. En el caso de las islas oceánicas sufren perturbaciones naturales y también de carácter antrópico de una forma más concentrada debido a su reducido territorio, por lo que poseen una menor resistencia que los continentes a la pérdida de biodiversidad (Frankham, 2005). La estructura de la comunidad de las costas rocosas y sus charcos en islas oceánicas de zonas templadas ha recibido menos atención que las costas del continente cercano y generalmente poseen unas comunidades costeras muy similares a ellos, aunque sorprendentemente si pueden ocurrir reducciones o ausencias en algunas especies, o por el contrario pueden convertirse en importantes refugios (Hawkins *et al.*, 2000; Martins *et al.*, 2008). Aun así, muchas islas oceánicas son consideradas puntos calientes con un mayor número de especies y una gran concentración de endemismos, en esta categoría entraría el conjunto de archipiélagos de la Macaronesia (Myers, 2000; Martin *et al.*, 2010).

El presente Trabajo Fin de Máster (TFM) se realizó en una zona costera de la isla de Tenerife, caracterizada por su origen volcánico como el resto del archipiélago de Canarias, que en su conjunto tiene aproximadamente unos 1580 km de costa, en su mayoría rocosa. El litoral de Canarias es en general bastante abrupto, predominando los acantilados, pero también existen playas de arena, de callaos o rasas intermareales que permanecen encharcadas en marea baja (Carrillo y Sansón, 1999). La zonación del intermareal en Canarias está bien definida con la frontera litoral desde el nivel más alto hasta donde comienza el crecimiento del cirrípedo *Chthamalus stellatus*, continuando el eulitoral desde aquí hasta el nivel más alto donde llegue el alga dominante del sublitoral, que es el último nivel (Lawson y Norton, 1971; Pinedo y Afonso-Carrillo, 1994).

Los charcos intermareales en Canarias son las zonas más pobladas y ricas del litoral y donde se refugian las especies de algas menos resistentes a la exposición del oleaje, algunas tapizan los bordes y otras de porte erecto crecen en el fondo, como por ejemplo *Schizothrix mexicana* y *Scytonematopsis crustacea* en charcos supralitorales, *Ulva rigida* y *Cystoseira humilis* en charcos del litoral superior y *Pterocladia capillacea* en los charcos infralitorales (Ramírez *et al.*, 2008; Pinedo y Afonso-Carrillo, 1994). Recientemente se reforzó la idea de que la zonación de estas macroalgas está determinada por las características fisiológicas como la fotoinhibición, como por ejemplo, que *C. humilis* tiene una mejor aclimatación a la radiación solar que *Digenea simplex* (Betancor *et al.*, 2015). Estas comunidades fitobentónicas crean unos ecosistemas que dan cobijo a numerosos invertebrados como moluscos, equinodermos, crustáceos o anélidos y diversas especies de peces, que han sido ampliamente estudiados a lo largo del tiempo (Brito, 1991; Pérez y Moreno, 1991; González-Pérez, 1995; Gómez-Rodríguez y Pérez-Sánchez, 1997). En los charcos, la interacción entre los invertebrados y las algas donde habitan es muy estrecha, llegando a variar la riqueza y diversidad de organismos en base a la especie de alga y su complejidad estructural (Delgado y Núñez, 1997).

En las islas Canarias las principales amenazas del litoral no son diferentes de las comentadas anteriormente. En cuanto a la destrucción del hábitat hacia la mitad del siglo XX se revalorizó enormemente la costa de Canarias como destino para un turismo de masas de “sol y playa” y desde entonces se ha construido en desmedida (Galán, 2008). El efecto directo es la destrucción y reducción del hábitat para crear zonas turísticas, puertos, escolleras, playas artificiales de arena, anteriormente de callaos, y piscinas pseudonaturales, que además desestructuran la dinámica de sedimentos afectando gravemente a las comunidades costeras, incluyendo las presentes en charcos litorales (Luque, 2004).

El incremento desmesurado de la materia orgánica disuelta en las aguas del archipiélago, se debe al excesivo abonado agrícola y al vertido de aguas residuales urbanas a veces sin depurar, en ocasiones por medio de emisarios que finalmente terminan en el litoral y se acumulan en los charcos intermareales (Luque, 2004) Dada la buena accesibilidad de los charcos, en ellos se puede estudiar el efecto de estos emisarios, como por ejemplo, cambios en la pigmentación de crustáceos como *Palaemon elegans* o la abundancia de las poblaciones de especies como *Anemonia sulcata* que aumenta en los charcos más cercanos a los emisarios (Lozano *et al.*, 2016). Es muy importante también la contaminación debida a metales pesados que se pueden acumular en los charcos, pudiéndose utilizar a especies de este mismo género de crustáceos como bioindicadores de la acumulación de metales tóxicos (Lozano *et al.*, 2010).

El principal factor abiótico que controla directamente la distribución y abundancia de algas es la temperatura, y dada la actual situación de cambio climático ya se están observando modificaciones en la distribución, abundancia o pérdida de biomasa, afectando por supuesto a las comunidades que albergan (Barsch *et al.*, 2012). En las islas Canarias las poblaciones de dos especies endémicas de algas, *Gelidium canariense* y *Gelidium arbusculum*, y de las especies *Fucus guiryi* y *Cystoseira abies-marina* están disminuyendo drásticamente, existiendo una correlación significativa con la tendencia de calentamiento global (Sansón *et al.*, 2013; Martínez *et al.*, 2015; Riera *et al.*, 2015). Estos estudios se refieren al intermareal pero actualmente se desconoce los efectos del cambio climático en los charcos de Canarias.

Otra fuente de perturbación la constituyen las especies de carácter invasor, que son especialmente problemáticas en el intermareal de las islas Canarias dado que el archipiélago está dentro de los lugares con mayor número de introducciones con éxito. Debido a su posición geográfica, siempre han circulado numerosos buques pesqueros y plataformas petrolíferas que se han convertido en un importante vector de introducción de especies alóctonas, sumándose a otras formas como la acuicultura, los acuarios o incluso la investigación científica (William y Smith, 2007; García-Jiménez *et al.*, 2008). En el caso concreto de los charcos intermareales se podría comentar el caso del molusco *Micromelo undatus*, aunque el daño que ocasiona está todavía por estudiar (Moro, 2015).

En el presente TFM se estudian los invertebrados en charcos intermareales donde el alga dominante es *Cystoseira humilis*, con el objetivo principal de observar una posible correlación entre la estructura de la comunidad epifaunal de estos charcos y la presión antrópica existente en ellos. Mediante la definición de la comunidad de invertebrados se pretende encontrar una herramienta para conocer indicadores que representen el estado de los charcos intermareales teniendo en cuenta una serie de factores.

2. Material y Métodos

2.1 Charcos intermareales y muestreo

En primer lugar, se realizó un estudio previo de la costa, con el objeto de elegir aquellas zonas idóneas para nuestro trabajo, en donde la franja intermareal presentase charcos adecuados para llevar a buen término la investigación propuesta. Se estableció que el sector costero que reunía los requisitos planteados correspondientes, era el Noroeste de la isla de Tenerife, desde San

Juan de la Rambla a Buenavista del Norte. Se eligió una zona con la misma orientación, para evitar variaciones bruscas en las condiciones oceanográficas entre los diferentes charcos. Se eligieron seis charcos de sustrato rocoso (**Figura 2**), donde el alga dominante era *Cystoseira humilis*. Además se clasificaron en tres categorías diferentes, según el grado de presión antrópica que presentarían: charcos con presión antrópica alta, con presión media y charcos con presión baja. Esta clasificación se realizó teniendo en cuenta una serie de factores como: la accesibilidad, las estructuras artificiales construidas (p. ej. escaleras o vallas), el número de bañistas o pescadores y la existencia de basuras. A continuación, se describen brevemente los seis charcos seleccionados, que fueron denominados según su ubicación exacta o bien por el nombre del charco más cercano.

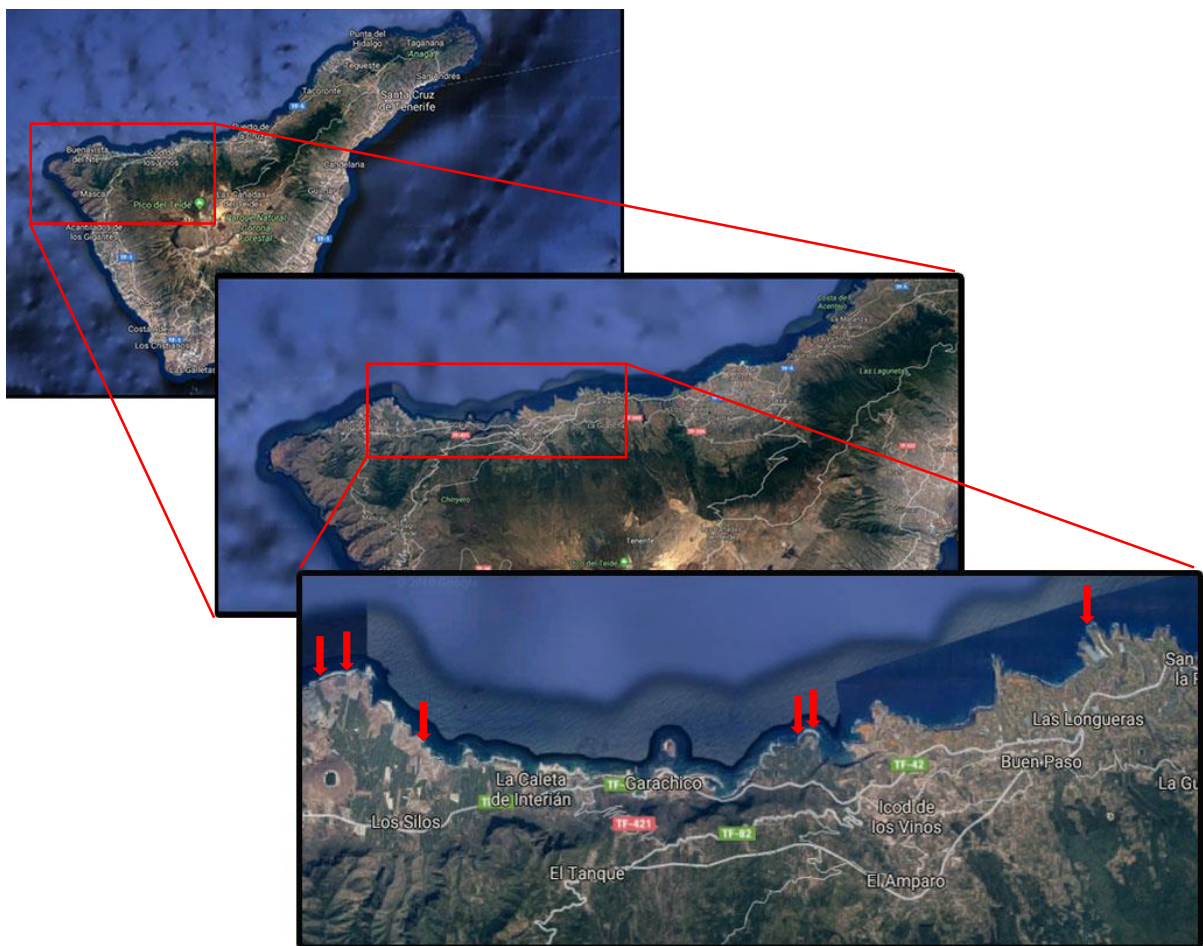


Figura 2. Mapa de Tenerife con la zona donde se encuentran los charcos muestreados.

2.1.1 Charcos con presión antrópica alta

Charco del Viento (CV): situado en una zona con buena accesibilidad, al constar de parking y escaleras para acceder hasta el intermareal. No obstante, el charco elegido se encuentra alejado, lo que se consideró una dificultad a su acceso. Aun así, se encontraron pescadores en las cercanías y restos de botellas de plástico y cristales, justificando que se encuentre dentro de esta categoría de presión antrópica. La zona de exposición al oleaje es estrecha, la profundidad máxima es de 1 m y la forma del charco es alargada hacia el interior, como se aprecia en la **figura 3**.

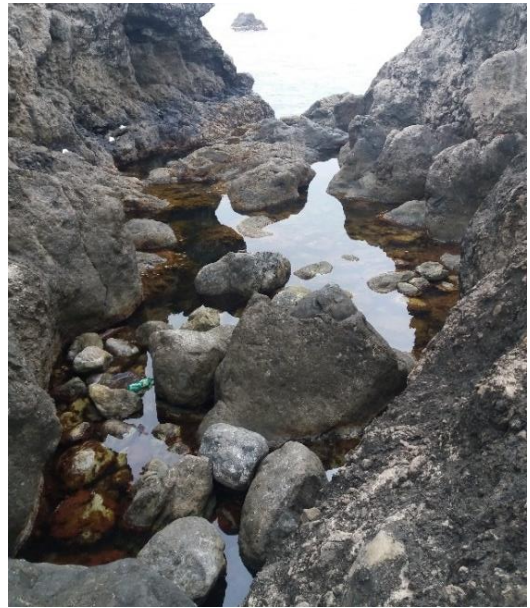


Figura 3. Charco del Viento.

Charco de los Chochos (CS): se trata del charco más accesible, ya que se llega por unas escaleras al lado del aparcamiento. Son varios los charcos colindantes, el elegido se localiza a la derecha del de los Chochos, al presentar mejor cobertura algal y no estar modificado de forma artificial, siendo una zona muy concurrida por bañistas. La exposición al oleaje es pequeña y estrecha, observándose una buena renovación del agua, debido al nivel inferior que se encuentra en el intermareal. Charco con una forma irregular, profundidad de 1 m y cobertura algal alta (**Figura 4**).



Figura 4. Charco de los Chochos.

2.1.2 Charcos con presión antrópica media

Charco del faro de Buenavista 1 (CB1): hasta el faro hay buena accesibilidad, pero luego se complica al tener que acceder a través de un intermareal escarpado. La zona, aunque no es muy concurrida, si es frecuentada por bañistas y personas que realizan deporte en los alrededores. La forma alargada de este charco y su orientación provoca que solo una pequeña parte esté expuesta al oleaje (**Figura 5**). La profundidad máxima es de 2 m, con gran variedad de algas aunque predominase la especie *Cystoseira humilis*.



Figura 5. Charco del faro de Buenavista 1.

Charco del faro de Buenavista 2 (CB2): la accesibilidad es similar al anterior, al encontrarse en la misma zona, aunque más alejado del aparcamiento. Charco con forma irregular que tiene dos zonas de exposición al oleaje y una profundidad máxima de 1,5 m (**Figura 6**).



Figura 6. Charco del faro de Buenavista 2.

2.1.3 Charcos con presión antrópica baja

Charco de las Coloradas 1 (CC1): los dos charcos de esta zona son poco accesibles, ya que la vía de acceso pertenece a una finca privada y además se encuentran al final de un intermareal muy abrupto. No se encontraron signos antrópicos en el charco, que tiene una forma rectangular, con la zona de exposición al oleaje ancha y una profundidad máxima de 1,5 m (**Figura 7**). El fondo era uniforme y las poblaciones algales se encontraban en mayor cantidad en las paredes, siendo más escasas en el fondo.



Figura 7. Charco de la punta de las Coloradas 1.

Charco de las Coloradas 2 (CC2): con una accesibilidad similar al anterior y tampoco se observó ninguna perturbación antrópica. Charco alargado y de forma irregular, la zona de exposición al oleaje es estrecha y la profundidad máxima es de 1,5 m (**Figura 8**).



Figura 8. Charco en la punta de las Coloradas 2.

2.1.4 Muestreo de los charcos intermareales

Los muestreos se realizaron durante la bajamar y se seleccionaron tres zonas alejadas entre sí, escogiendo una en el lugar de mayor exposición al oleaje, otra en una zona intermedia y la última en la zona más interior. En cada una se realizaron tres raspados a una profundidad media (entre el fondo y la superficie), con el fin de extraer muestras que no se encontrasen afectadas por la superficie o por el fondo del charco. Primero se colocaba el cuadrante de 25 x 25 cm y se realizaban fotografías y videos con una GoPro Hero +, para el cálculo de la cobertura algal por cuadrante. Posteriormente, con la ayuda de una rasqueta se iba raspando toda la superficie introduciendo las algas en una bolsa de plástico. A cada una de las bolsas se le añadía formaldehído al 4 % mezclado con agua de mar y se etiquetaba cada muestra convenientemente. Las muestras se dejaban de dos a tres días en formol para su procesado en el laboratorio de Bentos de la UD de Zoología y Paleontología del Departamento de Biología Animal, Edafología y Geología de la Universidad de La Laguna.

Además de recoger las muestras en los charcos también se tomó nota de una serie de factores que se pueden observar en la **Tabla 1**. Para los factores de exposición al oleaje, renovación y accesibilidad se crearon diferentes escalas numéricas comparándolos entre ellos, donde 1 se considera baja, 2 media y 3 alta. Las coordenadas GPS, dimensiones del charco, kilómetros a un núcleo urbano y kilómetros a una finca platanera se calcularon a partir de ArcGISs, donde se podían observar perfectamente los charcos y medir las distancias de forma precisa.

Charco	Presión antrópica alta		Presión antrópica media		Presión antrópica baja	
	Charco del Viento	Charco de los Chochos	Faro de Buenavista 1	Faro de Buenavista 2	Charco de las Coloradas 1	Charco de las Coloradas 2
Coordenadas GPS	28°24'03.6"N 16°40'29.6"W	28°22'52.8"N 16°48'52.3"W	28°23'32.9"N 16°50'02.7"W	28°23'34.7"N 16°49'51.4"W	28°22'55.9"N 16°43'57.2"W	28°22'55.9"N 16°44'03.1"W
Orientación	NO	NO	NO	NO	NO	NO
Exposición al oleaje	1 (Baja)	3 (Alta)	2 (Media)	2 (Media)	2 (Media)	2 (Media)
Renovación	1 (Baja)	3 (Alta)	2 (Media)	2 (Media)	2 (Media)	2 (Media)
Profundidad charco	1 m	1 m	2 m	1,5 m	1 m	1,5 m
Tipo de sustrato	rocoso	rocoso	rocoso	rocoso	rocoso	rocoso
Dimensiones charco	85,47 m ²	84,33 m ²	178,87 m ²	194,19 m ²	303,54 m ²	136,10 m ²
Accesibilidad	2 (Media)	3 (Alta)	2 (Media)	2 (Media)	1 (Baja)	1 (Baja)
N° bañistas	Pescadores	Bañistas	Bañistas pero pocos	Bañistas pero pocos	Nadie	Nadie
Km a núcleo urbano	1,29	0,61	2,67	2,96	1,01	1,06
Km a una platanera	0,26	0,44	0,19	0,091	0,074	0,067
Antrópicas	basura	escaleras	camino de tierra	camino de tierra	Camino de tierra/platanera	camino de tierra/plataneras
Fecha de Muestreo	14/10/2017	02/11/2017	19/11/2017	19/11/2017	10/10/2017	27/10/2017

Tabla 1. Características de los charcos.

2.2 Tratamiento e identificación de las muestras

El contenido de las bolsas de plástico se colocaba todo en una bandeja de grandes dimensiones, realizando lavados con agua para diluir el formaldehído, para después tamizar y separar los organismos de visu con la ayuda de pinzas para ir depositando todos los ejemplares en una placa Petri (**Figura 9**). Posteriormente, con una lupa binocular se iban clasificando por grandes grupos taxonómicos (crustáceos, moluscos, anélidos, equinodermos, etc), siendo transferidos a tubos con alcohol al 70%.

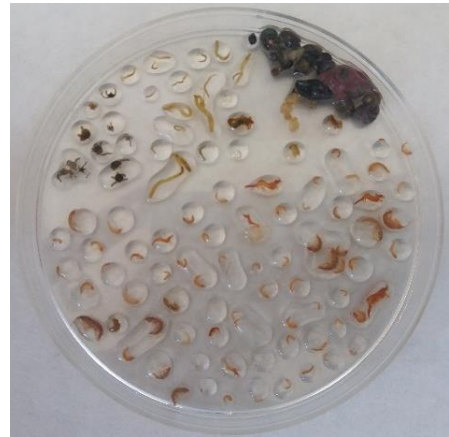


Figura 9. Placa Petri con invertebrados.

La identificación de las diferentes especies de invertebrados se llevó a cabo con la ayuda de una lupa binocular y un microscopio óptico con contraste de Nomarski, así como la siguiente bibliografía especializada: Fauvel, 1923 y 1927; Lincoln, 1979; Manning y Holthuis, 1981; Sánchez y Munilla, 1989; Krapp-Schickel y Ruffo, 1990; Pérez y Moreno, 1991; Nuñez, 1990; Nuñez *et al.*, 1991; González-Pérez, 1995; Hayward y Ryland, 1995; Gómez-Rodríguez y Pérez-Sánchez, 1997; Ortiz y Jimeno, 2001; Riera *et al.*, 2003; González-Ortegón y Cuesta, 2006; Fischer *et al.*, 2010; Hernández *et al.*, 2011; Moro, 2015; Herrera-Bachiller, 2016; P. E. Vieira *et al.*, 2016.

Una vez visualizados los videos tomados de cada una de las estaciones, se calculó en cada charco el porcentaje de cobertura algal, siendo utilizado como un dato estadístico. Para el cálculo, se dividió en cuatro partes el cuadrante utilizado, midiendo el porcentaje que ocupaban las algas erectas en cada uno de ellos y realizándose una media al final para cada muestra.

2.3 Análisis estadístico

Con los datos obtenidos se elaboró una hoja de cálculo con el programa Excel 2013, realizándose primero una estadística descriptiva básica. Posteriormente, se utilizó el programa IBM SPSS Statistics 25 para conocer la significancia de las variables con el test ANOVA de un factor, siendo también utilizado el programa PRIMER 6 y PERMANOVA+ para realizar los análisis de Ordenación Multidimensional (MDS), PERMANOVA, DistLM y SIMPER.

3 Resultados

En el muestreo total de los 6 charcos se obtuvieron 4.641 ejemplares, pertenecientes a 7 filos, 56 familias y 74 especies diferentes (**Tabla 2**), repartidas en: 24 moluscos, 23 anélidos, 20 artrópodos (18 crustáceos), 3 equinodermos, 2 nemertinos, 1 sipuncúlido y 1 platelminto.

FILO	ORDEN	FAMILIA	GÉNERO	ESPECIE
Arthropoda	Amphipoda	Dexaminidae	<i>Dexamine</i>	<i>Dexamine spinosa</i> Montagu, 1813
Arthropoda	Amphipoda	Ampithoidea	<i>Sunamphitoe</i>	<i>Sunamphitoe pelágica</i> H. Milne Edwards, 1830
Arthropoda	Amphipoda	Liljeborgiidae	<i>Liljeborgia</i>	<i>Liljeborgia pallida</i> Spence Bate, 1857
Arthropoda	Amphipoda	Hyalidae	<i>Hyale</i>	<i>Hyale perieri</i> Lucas, 1849
Arthropoda	Amphipoda	Maeridae	<i>Elasmopus</i>	<i>Elasmopus canarius</i> Krapp-Schickel y Ruffo, 1990
Arthropoda	Amphipoda	Maeridae	<i>Maera</i>	<i>Maera grossimana</i> Montagu, 1808
Arthropoda	Amphipoda	Phliantidae	<i>Pereionotus</i>	<i>Pereionotus testudo</i> Montagu, 1808
Arthropoda	Amphipoda	Caprellidae	<i>Caprella</i>	<i>Caprella acanthifera</i> Leach, 1814
Arthropoda	Isopoda	Anthuridae	<i>Anthura</i>	<i>Anthura gracilis</i> Montagu, 1808
Arthropoda	Isopoda	Sphaeromatidae	<i>Dynamene</i>	<i>Dynamene bidentata</i> Adams, 1800
Arthropoda	Isopoda	Sphaeromatidae	<i>Dynamene</i>	<i>Dynamene edwardsi</i> Lucas, 1849
Arthropoda	Isopoda	Janiridae	<i>Janira</i>	<i>Janira maculosa</i> Leach, 1814
Arthropoda	Decapoda	Palaemonidae	<i>Palaemon</i>	<i>Palaemon elegans</i> Rathke, 1837
Arthropoda	Decapoda	Epialtidae	<i>Pisa</i>	<i>Pisa carinimana</i> Miers, 1879
Arthropoda	Decapoda	Grapsidae	<i>Pachygrapsus</i>	<i>Pachygrapsus marmoratus</i> Fabricius, 1787
Arthropoda	Decapoda	Diogenidae	<i>Clibanarius</i>	<i>Clibanarius aequabilis</i> Dana, 1851
Arthropoda	Decapoda	Alpheidae	<i>Alpheus</i>	<i>Alpheus dentipes</i> Guérin, 1832
Arthropoda	Tanaidacea	Tanaididae	<i>Tanais</i>	<i>Tanais dulongii</i> Audouin, 1826
Arthropoda	Diptera	Chironomidae		Larva de díptero
Arthropoda	Pantopoda	Phoxichilidiidae	<i>Anoplodactylus</i>	<i>Anoplodactylus angulatus</i> Dohrn, 1881
Echinodermata	Ophiurida	Amphiuridae	<i>Amphipholis</i>	<i>Amphipholis squamata</i> Delle Chiaje, 1828
Echinodermata	Forcipulatida	Asteriidae	<i>Coscinasterias</i>	<i>Coscinasterias tenuispina</i> Lamarck, 1816
Echinodermata	Camarodonta	Parechinidae	<i>Paracentrotus</i>	<i>Paracentrotus lividus</i> Lamarck, 1816
Annelida	Eunicida	Eunicidae	<i>Marphysa</i>	<i>Marphysa saxicola</i> Langerhans, 1881
Annelida	Eunicida	Eunicidae	<i>Lysidice</i>	<i>Lysidice unicornis</i> Grube, 1840
Annelida	Eunicida	Dorvilleidae	<i>Dorvillea</i>	<i>Dorvillea rubrovittata</i> Grube, 1855
Annelida	Eunicida	Lumbrineridae	<i>Hilbigneris</i>	<i>Hilbigneris gracilis</i> Ehlers, 1868
Annelida	Phyllodocida	Phyllodocidae	<i>Mystides</i>	<i>Mystides caeca</i> Langerhans, 1880
Annelida	Phyllodocida	Nereididae	<i>Platynereis</i>	<i>Platynereis dumerilii</i> Audouin y Milne Edwards, 1833
Annelida	Phyllodocida	Aphroditidae	<i>Pontogenia</i>	<i>Pontogenia chrysocoma</i> Baird, 1865
Annelida	Phyllodocida	Syllidae	<i>Haplosyllis</i>	<i>Haplosyllis carmenbritoeae</i> Lattig, San Martín y Martín, 2007
Annelida	Phyllodocida	Syllidae	<i>Syllis</i>	<i>Syllis prolifera</i> Krohn, 1852

Annelida	Phyllodocida	Syllidae	<i>Syllis</i>	<i>Syllis garciai</i> Campoy, 1982
Annelida	Phyllodocida	Syllidae	<i>Eusyllis</i>	<i>Eusyllis kupfferi</i> Langerhans, 1879
Annelida	Phyllodocida	Syllidae	<i>Odontosyllis</i>	<i>Odontosyllis fulgurans</i> Audouin y Milne Edwards, 1833
Annelida	Phyllodocida	Syllidae	<i>Salvatoria</i>	<i>Salvatoria limbata</i> Claparède, 1868
Annelida	Sabellida	Sabellidae	<i>Amphiglena</i>	<i>Amphiglena mediterránea</i> Leydig, 1851
Annelida	Sabellida	Sabellidae	<i>Branchiomma</i>	<i>Branchiomma lucullanum</i> Delle Chiaje, 1828
Annelida	Terebellida	Cirratulidae	<i>Cirratulus</i>	<i>Cirratulus cirratus</i> O. F. Müller, 1776
Annelida	Terebellida	Cirratulidae	<i>Aphelochaeta</i>	<i>Aphelochaeta marioni</i> Saint-Joseph, 1894
Annelida	Terebellida	Cirratulidae	<i>Dodecaceria</i>	<i>Dodecaceria concharum</i> Örsted, 1843
Annelida	Terebellida	Trichobranchidae	<i>Octobranchus</i>	<i>Octobranchus lingulatus</i> Grube, 1863
Annelida	Amphinomida	Amphinomidae	<i>Linopherus</i>	<i>Linopherus canariensis</i> Langerhans, 1881
Annelida	Amphinomida	Amphinomidae	<i>Eurythoe</i>	<i>Eurythoe complanata</i> Pallas, 1766
Annelida		Orbiniidae	<i>Protoaricia</i>	<i>Protoaricia oerstedii</i> Claparède, 1864
Annelida		Opheliidae	<i>Ophelia</i>	<i>Ophelia</i> sp.
Sipuncula	Phascolosomatida	Phascolosomatidae	<i>Phascolosoma</i>	<i>Phascolosoma stephensoni</i> Stephen, 1942
Nemertea		Valenciiniidae	<i>Baseodiscus</i>	<i>Baseodiscus delineatus</i> Delle Chiaje, 1825
Nemertea				<i>Nemertea</i> sp.
Platyhelminthes	Polycladida	Cryptocelidae	<i>Multisepta</i>	<i>Multisepta fengari</i> Noreña, 2017
Mollusca	Chitonida	Lepidochitonidae	<i>Lepidochitona</i>	<i>Lepidochitona canariensis</i> Thiele, 1909
Mollusca	Carditida	Caeditidae	<i>Cardita</i>	<i>Cardita calyculata</i> Linnaeus, 1758
Mollusca	Mytilida	Mytilidae	<i>Musculus</i>	<i>Musculus costulatus</i> Risso, 1826
Mollusca	Mytilida	Mytilidae	<i>Rhomboidella</i>	<i>Rhomboidella prideauxi</i> Leach, 1815
Mollusca	Trochida	Calliostomatidae	<i>Calliostoma</i>	<i>Calliostoma lusitanicum</i> Nordsieck y García-Talavera, 1979
Mollusca	Trochida	Trochidae	<i>Clanculus</i>	<i>Clanculus berthelotii</i> d'Orbigny, 1840
Mollusca	Littorinimorpha	Barleeiidae	<i>Barleeia</i>	<i>Barleeia unifasciata</i> Montagu, 1803
Mollusca	Littorinimorpha	Rissoidae	<i>Rissoa</i>	<i>Rissoa albugo</i> R. B. Watson, 1873
Mollusca	Littorinimorpha	Littorinidae	<i>Tectarius</i>	<i>Tectarius striatus</i> King, 1832
Mollusca	Neogastropoda	Mitromorphidae	<i>Mitromorpha</i>	<i>Mitromorpha cachiai</i> Mifsud, 2001
Mollusca	Neogastropoda	Costellariidae	<i>Vexillum</i>	<i>Vexillum zebrinum</i> d'Orbigny, 1840
Mollusca	Neogastropoda	Columbellidae	<i>Columbella</i>	<i>Columbella adansoni</i> Menke, 1853
Mollusca	Caenogastropoda	Cerithiidae	<i>Bittium</i>	<i>Bittium latreillii</i> Payraudeau, 1826
Mollusca	Caenogastropoda	Epitoniidae	<i>Gyroscala</i>	<i>Gyroscala lamellosa</i> Lamarck, 1822
Mollusca	Pleurobranchomorpha	Pleurobranchidae	<i>Berthella</i>	<i>Berthella stellata</i> Risso, 1826
Mollusca	Cephalaspidea	Haminoeidae	<i>Haminoea</i>	<i>Haminoea hydatis</i> Linnaeus, 1758
Mollusca	Aplysiida	Aplysiidae	<i>Petalifera</i>	<i>Petalifera petalifera</i> Rang, 1828
Mollusca	Aplysiida	Aplysiidae	<i>Stylocheilus</i>	<i>Stylocheilus striatus</i> Quoy y Gaimard, 1832
Mollusca	Aplysiida	Aplysiidae	<i>Aplysia</i>	<i>Aplysia dactylomela</i> Rang, 1828
Mollusca	Aplysiida	Aplysiidae	<i>Dolabrifera</i>	<i>Dolabrifera dolabrifera</i> Rang, 1828

Mollusca	Nudibranchia	Aegiridae	<i>Aegires</i>	<i>Aegires sublaevis</i> Odhner, 1932
Mollusca	Nudibranchia	Dotidae	<i>Doto</i>	<i>Doto fluctifraga</i> Ortea & Perez, 1982
Mollusca	Nudibranchia	Aeolidiidae	<i>Limenandra</i>	<i>Limenandra nodosa</i> Haefelfinger y Stamm, 1958
Mollusca	Nudibranchia	Jenseneriidae	<i>Jenseneria</i>	<i>Jenseneria</i> sp.

Tabla 2. Listado de especies de invertebrados encontrado en los charcos.

Se calcularon las medias de número de especies y número de ejemplares entre las diferentes réplicas de cada charco. Luego los datos se agruparon de dos en dos según la presión antrópica fuera alta, media o baja, creando la media de estos dos charcos. Con esto datos se obtuvieron las siguientes gráficas:

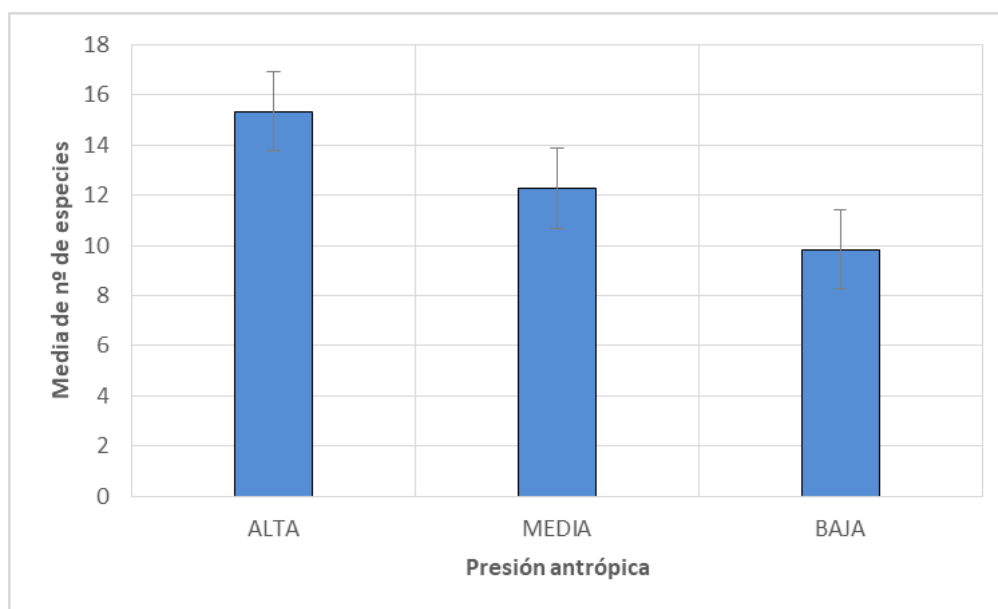


Figura 10. Gráfico del número de especies (media +/- error estándar).

En cuanto a la media de número de especies por replica se observó que es mayor en los dos charcos con presión antrópica elevada, seguido por un valor más bajo para los de presión media y por ultimo un menor valor para los de presión baja, es decir, el número de especies descendió a medida que disminuía la presión antrópica (**Figura 10**).

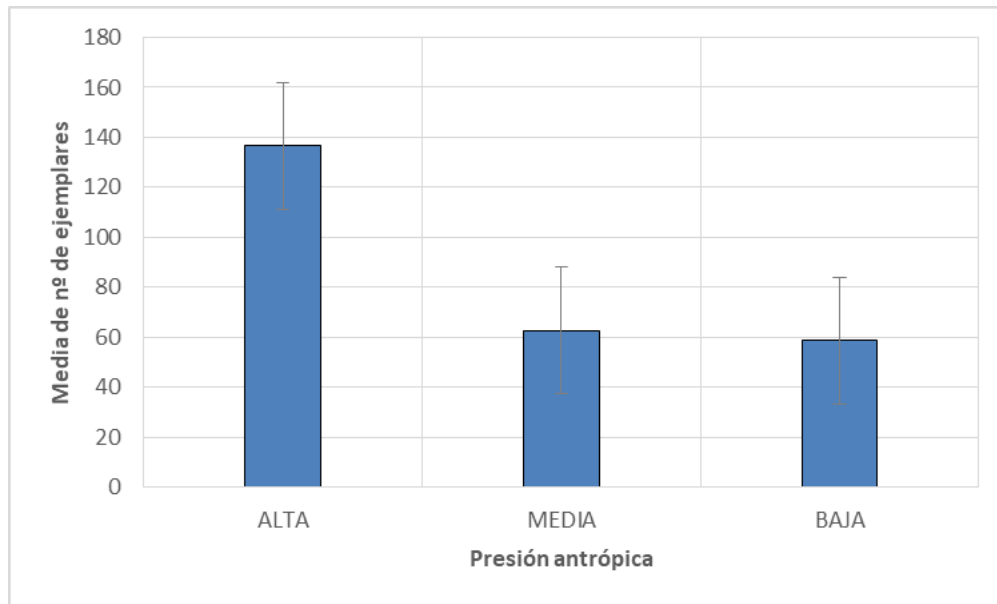


Figura 11. Gráfico del número de ejemplares (media +/- error estándar).

Por otra parte, la media de nº de ejemplares fue también más elevada en los charcos de presión antrópica alta. Luego esta media descendió a la mitad para los charcos de presión media y baja, siendo ligeramente mayor en los de media (**Figura 11**).

Para observar la representación de cada uno de los grupos taxonómicos mayoritarios en las tres categorías de presión antrópica, se elaboró la **figura 12** con los porcentajes y los números exactos de ejemplares pertenecientes a cada grupo. No se incluyeron los taxones de sipuncúlidos, platelmintos y picnogónidos debido a que su número total de ejemplares resultó muy bajo (21, 1 y 2 respectivamente). El filo de artrópodos se separó en crustáceos e insectos (larvas de díptero), ya que son considerados taxones muy diferentes.

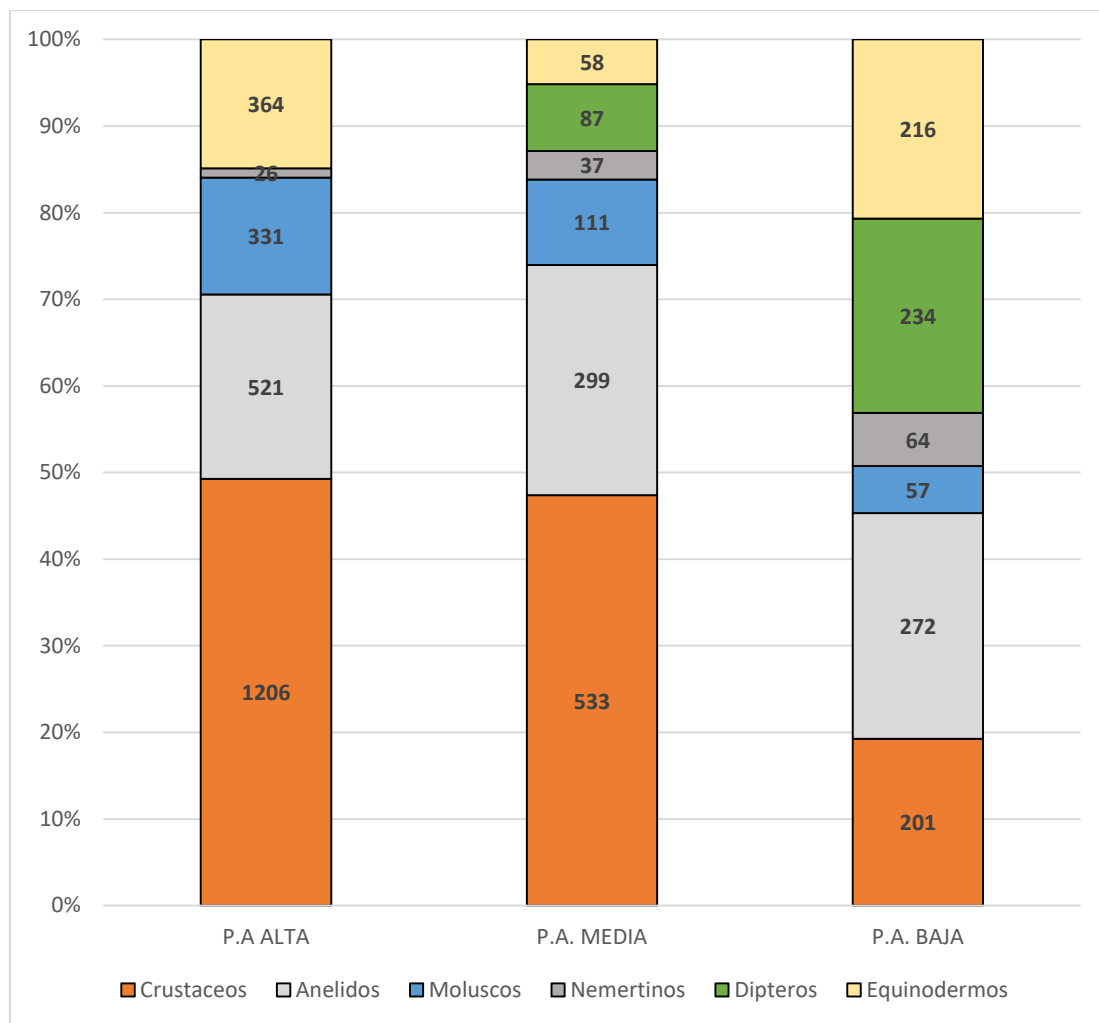


Figura 12. Gráfico de ejemplares totales en las 3 categorías de presión antrópica.

En la **figura 12** se observa que en los charcos de presión antrópica alta predominaron los crustáceos con aproximadamente la mitad de ejemplares totales. El siguiente grupo taxonómico en importancia fueron los anélidos, seguidos por los moluscos y equinodermos con un número de ejemplares similar, y por último los nemertinos. En los charcos de presión antrópica media también predominaron los crustáceos, que representaron aproximadamente la mitad de la abundancia total de ejemplares, seguidos por lo anélidos. En menor proporción se encontraron los moluscos, las larvas de díptero, los equinodermos y por último los nemertinos. En los charcos de presión antrópica baja destacaron los anélidos por su mayor porcentaje, teniendo a continuación las larvas de dípteros, equinodermos y crustáceos con una representación similar. Por último, se encontraron los moluscos y los nemertinos en este tipo de charcos.

Si se comparan las abundancias de ejemplares de los tres charcos, en lo que se refiere a crustáceos, anélidos y moluscos se observaron unas tendencias descendentes en número,

conforme disminuye la presión antrópica. En cambio con los nemertinos ocurre al revés, ya que su número ascendió al disminuir la presión antrópica. Los dípteros no se encontraron en los charcos de perturbación alta y si aparecieron en los de media, aunque el mayor número se encontró en los de perturbación baja. Los equinodermos no siguieron ningún tipo de tendencia al presentar un mayor número en la situación de presión alta, seguido en la de baja y por último en la de media.

En porcentajes, los crustáceos con alrededor del 50% fueron el taxón más abundante en los charcos con presión antrópica alta y media, mientras que en los charcos con presión antrópica baja, estuvieron representados por aproximadamente un 20%. Los anélidos se comportaron como el taxón más estable, con porcentajes similares en las tres categorías, destacando ligeramente en los de presión media. En el caso de los moluscos, se registraron descensos de porcentaje conforme disminuyó la presión antrópica; con los nemertinos sucedió lo contrario, ya que tuvieron poca importancia en los charcos de presión alta y fueron aumentando en los de media y baja. En cuanto a las larvas de díptero no se hallaron en los charcos de presión alta, si se encontraron en los charcos de presión media, aunque con poca representación, y finalmente en los charcos de presión baja si adquieren protagonismo en porcentaje con un 22%. Por último, el grupo de los equinodermos tuvo poca importancia en los charcos de presión media, pero si en alta con un 15 % y el mayor porcentaje lo obtuvieron en los charcos de presión baja con un 21 %.

A continuación, se trabajó a nivel de especie y se observaron las 4 especies con mayor abundancia dentro de cada categoría de presión antrópica. Se diseñaron tres gráficos circulares con el nombre binomial de la especies y su número de ejemplares totales (**Figura 13**). Para los charcos de presión antrópica alta, estas cuatro especies sumaron 1584 ejemplares de un total de 2459, representando estas especies el 61,42 % de los ejemplares totales. En los charcos de presión antrópica media, las 4 especies sumaron 522 ejemplares de 1127 en total, que representan el 46,32% de los ejemplares. Finalmente, en los charcos de presión antrópica baja, las 4 especies suman 740 ejemplares de 1055 totales, por tanto, conforman el 70,14 % de los ejemplares.

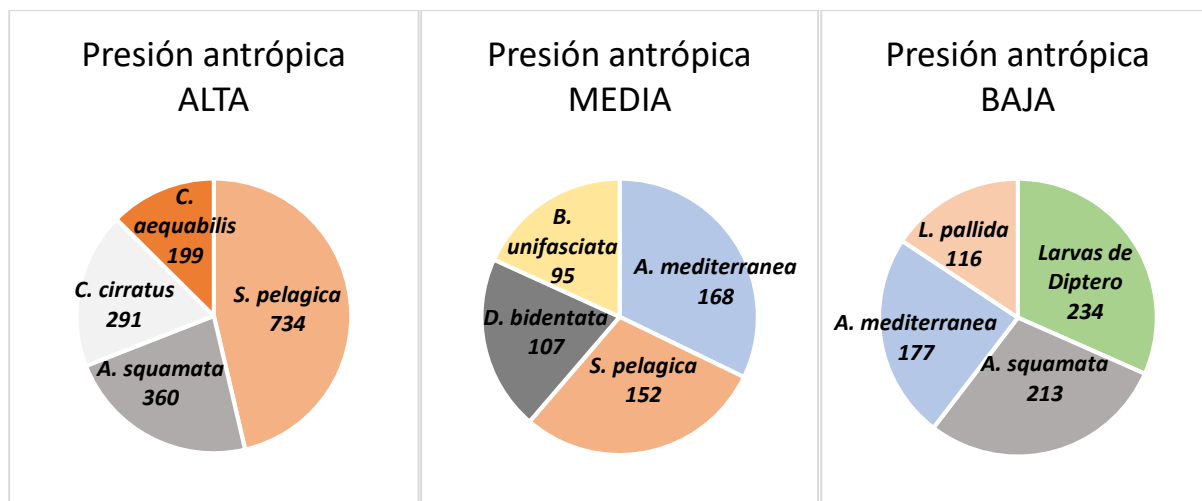


Figura 13. Gráficos de las 4 especies más abundantes en las 3 tipos de presiones antrópicas.

En la **Figura 13** se observa que con presión alta dominó el anfípodo *Sunamphitoe pelagica* con 734 ejemplares, seguido de *Amphipholis squamata*, *Cirratulus cirratus* y *Clibanarius aequabilis*. En los charcos de presión antrópica media, la dominancia se encontró más repartida entre *Amphiglena mediterránea* y *Sunamphitoe pelagica*, y después siguiendo el orden de importancia estuvieron las especies *Dynamene bidentata* y *Barleeia unifasciata*. Por último, en los charcos de menor presión antrópica, las larvas de díptero encontradas tuvieron el mayor número de ejemplares, después el equinodermo *Amphipholis squamata* y por último y con menor número de ejemplares se encontraron la especie *Amphiglena mediterranea* y *Liljeborgia pallida*.

Con los cálculos del porcentaje de cobertura algal para cada muestra, se realizó una media para cada charco y, posteriormente, se elaboró otra agrupándolos por presión antrópica (**Tabla 3**). Las mayores coberturas se obtuvieron en el charco de los Chochos y dentro de las categorías de presión antrópica en la de mayor presión.

Charcos	CV	CS	CB1	CB2	CC1	CC2
Cobertura algal	92,22	96,66	83,33	93,88	68,88	77,77
Presión antrópica	Alta		Media		Baja	
Cobertura algal %	94,44		88,61		73,33	

Tabla 3. Coberturas algales en %.

Se realizaron cuatro tablas ANOVAS de un factor, estudiándose la significancia del número de ejemplares o abundancia, y número de especies o riqueza en cada charco para los factores: charcos, presión antrópica, cobertura algal y exposición al oleaje (**Tabla 4**).

Charcos					
	Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
Nº ej.	111105,914	5	22221,183	20,524	,000
Nº sp.	402,318	5	80,464	7,994	,000
Presión Antrópica					
	Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
Nº ej.	69456,000	2	34728,000	18,919	,000
Nº sp.	273,370	2	136,685	11,388	,000
Cobertura Algal					
	Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
Nº ej.	50252,333	10	5025,233	1,915	,069
Nº sp.	311,656	10	31,166	2,335	,027
Exposición al Oleaje					
	Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
Nº ej.	7859,111	2	3929,556	1,291	,284
Nº sp.	46,259	2	23,130	1,406	,255

Tabla 4. Valores de ANOVA de un factor para número de ejemplares (Nº ej.) y número de especies (Nº sp.).

Como se puede observar en la tabla 4, para la diferenciación entre charcos, tanto para el número de ejemplares como para el de especies, existió un p-valor menor de 0,05 existiendo, por tanto, diferencias significativas en ambas variables entre los charcos. Al igual que en este caso sucede con el factor de presión antrópica que también informa que entre presión alta, media y baja existieron diferencias significativas en el número de ejemplares y de especies. En cuanto a cobertura algal, en la ANOVA si se observaron diferencias significativas en el número de especies, de lo que se deduce que este factor si afectó a cuantas especies hubiera, pero no al número de ejemplares al tener un p-valor por encima de 0,05. Por último, la exposición al oleaje no afectó significativamente según este test a ninguna de estas dos variables.

El gráfico del Análisis de ordenación Multidimensional (MDS), se puede observar representado en triángulos de color verde las muestras con presión antrópica alta, en triángulos azules las muestras con presión media y en cuadrados azules las de presión antrópica baja (**Figura 14**).

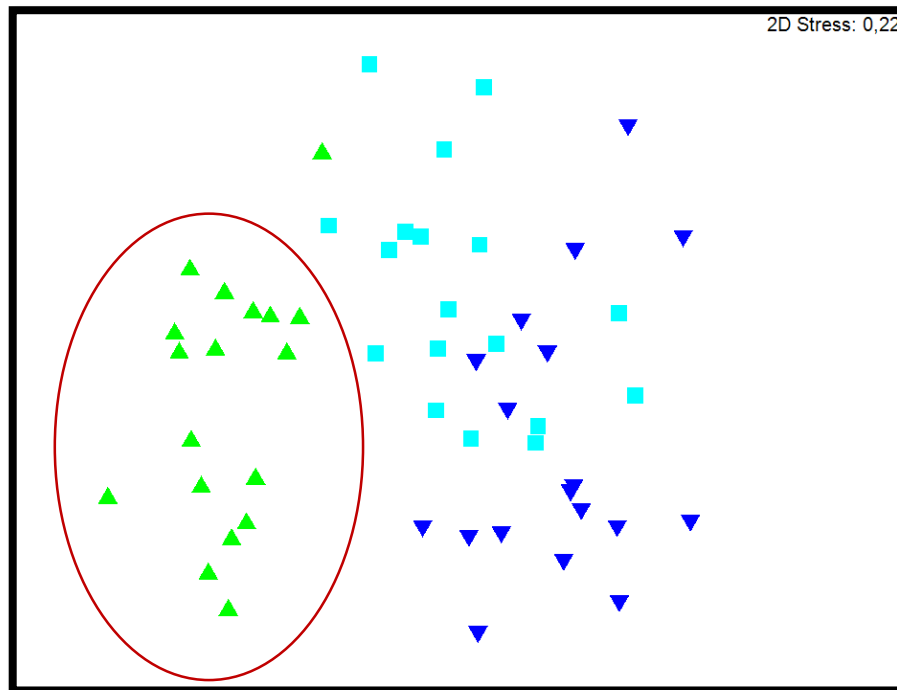


Figura 14. Gráfico del análisis MDS.

En la **figura 14** se observa como las muestras con presión antrópica alta se agruparon en un mismo conjunto separadas del resto, y por el contrario, las muestras de presión media y baja se solapan, con una ligera tendencia a segregarse entre ellas.

En el análisis PERMANOVA con los factores de presión antrópica, cobertura algal y exposición al oleaje con 9999 permutaciones (**Tabla 5**), se pudo observar que con el p-valor, la única variable significativa fue la presión antrópica a la que son sometidos estos habitats.

Source	Df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)
Presión Antrópica	2	17449	8724,6	6,4853	0,0001
Cobertura Algal	10	19207	1920,7	1,4277	0,0756
Exposición Oleaje	2	3014,2	1507,1	1,1203	0,3597

Tabla 5. Datos de PERMANOVA.

La relación entre todas las variables (presión antrópica, cobertura algal, exposición al oleaje, kilómetros a un núcleo urbano, kilómetros a una platanera y dimensiones del charco) y las

muestras se llevó a cabo a través de un análisis de DistLM, que se representó gráficamente con un db-RDA (**Figura 15**). Los dos ejes de este gráfico explicaron un 46,55 % de la variación entre las diferentes muestras de los charcos.

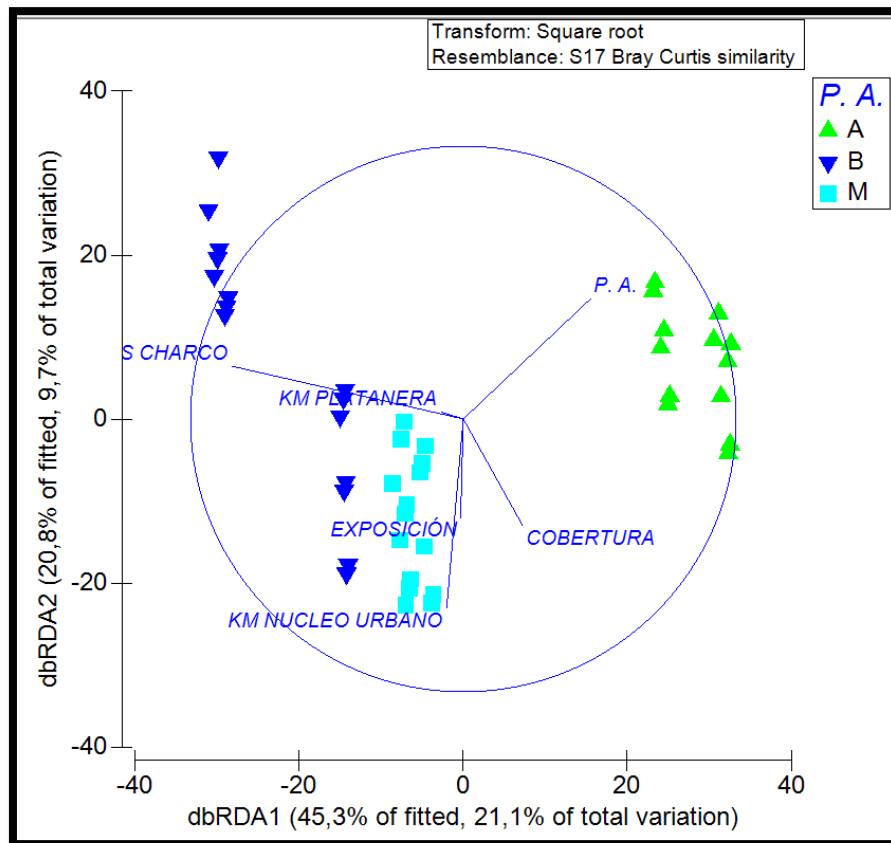


Figura 15. Gráfico rb-RDA del DistLM con las muestras representadas en verde presión alta, en azul medio y en añil baja.

En la **figura 15** se observa que las muestras de los charcos de presión antrópica elevada se agrupan y tuvieron mayor similitud con el eje 1, que fue donde la variable de presión antrópica se correlacionó positivamente, y también en menor medida la variable cobertura de algas. Los charcos de presión media y uno de presión baja no se correlacionaron positivamente con ningún eje, al igual que los factores de exposición al oleaje y km a un núcleo urbano. Por último, un charco de presión baja, concretamente el de las coloradas 1, se correlaciono positivamente con el eje 2 y las variables dimensiones del charco y km a una finca platanera.

En los análisis anteriores se deduce que la variable que más influyó en los datos fue la presión antrópica, por ello se realizó un análisis SIMPER para conocer como contribuían las diferentes especies dentro de cada categoría. Primero, con los porcentajes de similitud que explicaron en qué grado contribuye cada especie al conjunto, de cada grupo de presión antrópica. En la

siguiente **tabla 6** se presentaron las especies con mayor porcentaje dentro de cada categoría con un límite del 70 %.

Presión Antrópica	Especies	Contrib. %	Cum. %
ALTA	<i>Amphipholis squamata</i>	15,77	15,77
	<i>Sunamphitoe pelagica</i>	14,79	30,57
	<i>Calliostoma lusitanicum</i>	10,94	41,51
	<i>Dynamene bidentata</i>	8,53	50,04
	<i>Barleeia unifasciata</i>	6,79	56,83
	<i>Cirratulus cirratus</i>	6,42	63,25
	<i>Vexillum zebrium</i>	6,07	69,32
MEDIA	<i>Sunamphitoe pelágica</i>	21,93	21,93
	<i>Amphiglena mediterránea</i>	16,88	38,81
	<i>Amphipholis squamata</i>	10,53	49,34
	<i>Dynamene bidentata</i>	8,58	57,92
	<i>Liljeborgia pallida</i>	7,48	65,39
BAJA	Larva de díptero	21,95	21,95
	<i>Nemertea sp.</i>	17,45	39,40
	<i>Amphipholis squamata</i>	17,16	56,57
	<i>Sunamphitoe pelagica</i>	11,84	68,41

Tabla 6. Resultados del análisis SIMPER de similaridad hasta un 70 %.

Según estos resultados, para alcanzar el límite impuesto del 70 %, en los charcos de presión antrópica alta fueron necesarias 7 especies, en los de presión media 5 y únicamente 4 especies en los charcos de presión baja. Cabe destacar las especies *Amphipholis squamata* y *Sunamphitoe pelagica*, al formar parte del grupo de tres especies que más porcentaje tienen en los tres ambientes. En los charcos con mayor presión no solo hubo más especies que contribuyeron a explicar los datos, si no que entre ellas se registraron tres especies de moluscos (*Calliostoma lusitanicum*, *Barleeia unifasciata* y *Vexillum zebrium*), un grupo taxonómico que no se observó en los otros dos tipos de presión antrópica.

Con el análisis SIMPER se pudo estudiar también el grado de disimilaridad entre los tres grupos de presión antrópica. Se recogieron los datos en la **tabla 7** y se utilizó un 50 % como límite para observar las especies que mejor expliquen las diferencias entre ambientes.

Presión antrópica	Especies	Contrib. %	Cum. %
	<i>Sunamphitoe pelagica</i>	9,45	9,45
	Larva de díptero	7,50	16,95
ALTA	<i>Cirratulus cirratus</i>	6,58	23,53
VS	<i>Amphipholis squamata</i>	6,50	30,03
BAJA	<i>Calliostoma lusitanicum</i>	5,80	35,83
	<i>Dynamene bidentata</i>	5,63	41,47
	<i>Amphiglana mediterranea</i>	5,33	46,79
<hr/>			
	<i>Sunamphitoe pelagica</i>	9,02	9,02
	<i>Cirratulus cirratus</i>	6,83	15,85
ALTA	<i>Amphipholis squamata</i>	6,53	22,38
VS	<i>Calliostoma lusitanicum</i>	5,81	28,19
MEDIA	<i>Amphiglana mediterranea</i>	5,63	33,82
	<i>Clibanarius aequabilis</i>	5,27	39,09
	<i>Dynamene bidentata</i>	4,80	43,90
	<i>Barleeia unifasciata</i>	4,32	48,22
<hr/>			
	Larva de díptero	9,10	9,10
	<i>Amphiglana mediterranea</i>	8,55	17,65
MEDIA	<i>Amphipholis squamata</i>	7,27	24,92
VS	<i>Liljeborgia pallida</i>	7,24	32,16
BAJA	<i>Dynamene bidentata</i>	6,58	38,74
	<i>Barleeia unifasciata</i>	5,65	44,39
	<i>Sunamphitoe pelagica</i>	5,51	49,90

Tabla 7. Resultados del análisis SIMPER de disimilaridad hasta un 50 %.

En la **tabla 7** de disimilaridad se observó que hay 4 especies más importantes, dado que se encontraron en las tres comparaciones entre ambientes, y fueron los crustáceos *Sunamphitoe pelagica* y *Dynamene bidentata*, el anélido *Amphiglana mediterranea* y el equinodermo *Amphipholis squamata*. En las dos comparaciones con los charcos de presión elevada se observó la especie *Cirratulus cirratus*, que tiene mucha presencia en este ambiente. Al igual que en las dos comparaciones con charcos de presión media se encontró el molusco *Barleeia unifasciata*, y también que comparando con los charco de menor perturbación se observó que las larvas de díptero tenían un peso importante en porcentaje.

4. Discusión

En el presente Trabajo Fin de Máster se estudiaron las comunidades presentes en los charcos intermareales, en concreto, la comunidad de invertebrados que habitan en charcos donde el alga dominante es *Cystoseira humilis*. Se eligió como factor fijo biológico la presencia de esta especie de alga, al ser bastante común en los charcos intermareales de Canarias y, sobre todo, para caracterizar un hábitat con una complejidad estructural similar, debido a que este factor repercute de forma importante en la abundancia y la diversidad de especies (Veiga *et al.*, 2014). Los charcos muestreados se localizan en el litoral medio, donde adquieren mayor importancia las interacciones biológicas sobre los factores físicos (Connel, 1972), por esta razón, algunos de estos factores no se tuvieron en cuenta en la elección de los charcos, como por ejemplo el área del charco, que se ha demostrado que no influye de forma determinante en los organismos epifaunales (Martins *et al.*, 2007). En cambio, está demostrado que la profundidad si afecta significativamente a la diversidad y composición de las comunidades (Kooistra *et al.*, 1989; Fairweather y Underwood, 1991), y por ello, todas las muestras de algas se colectaron a la misma altura para evitar variabilidad entre ellas.

En cuanto a los resultados obtenidos, se observó una gran diversidad con 74 especies de invertebrados epifaunales, con un número similar de especies repartidas entre los tres filos más representativos: moluscos con 24 especies, anélidos con 23 y artrópodos con 20 especies. La diversidad de especies fue mayor en los charcos con presión antrópica elevada y fue descendiendo con presión media y baja. Al igual ocurrió con la abundancia de ejemplares, lo que sugiere que cierto grado de perturbación antrópica favorece de alguna forma que puedan asentarse un mayor número de especies y ejemplares. Respecto a esta cuestión, hay que tener en cuenta también que en los charcos de presión antrópica elevada, es donde mayor cobertura algal se encontró, por lo tanto puede influir que una mayor cobertura pueda albergar una mayor riqueza de especies y abundancia de ejemplares.

Se observaron diferencias significativas en número de especies y abundancia de ejemplares entre los charcos analizados, resultado que confirma que cada charco es diferente e independiente entre ellos, aunque algunos se localicen en la misma zona de estudio. El factor más importante que se pretendía medir en este trabajo era la presión antrópica a la que se ven sometidos estos charcos. Una vez realizados los análisis estadísticos, se ha podido comprobar que es un factor determinante para la diferenciación de los charcos intermareales. Los charcos sometidos a una presión antrópica mayor fueron significativamente diferentes al resto (presión antrópica media y baja), en cuanto a la estructura de las poblaciones epifaunales. Por tanto, las variables que definieron la presión antrópica a la que se ve sometida cada charco, en concreto, accesibilidad, existencia de estructuras artificiales, presencia

de bañistas y pescadores o desperdicios llegan a modificar significativamente la fauna de invertebrados que habita en *Cystoseira humilis*. Otros factores, a priori determinantes, como la cobertura algal o la exposición al oleaje no afectaron de forma significativa a la estructura de la comunidad epifaunal.

En charcos intermareales, los invertebrados asociados a las algas tienen una gran importancia en estos hábitats, pudiendo modificar la diversidad y crecimiento algal, e incluso ayudar y promover que el alga que habitan sea dominante en ese charco (Bracken, 2004; Bracken y Nielsen, 2004; Bracken *et al.*, 2007). Los taxones que los conforman son muy representativos del estado del charco y por ello la importancia de estudiar y definir la comunidad de invertebrados en estos ambientes. Uno de los grupos taxonómicos más utilizados en comunidades bentónicas como indicador de las condiciones ambientales y para conocer el estado ecológico han sido los anélidos poliquetos (Dean, 2008). En concreto, Bellan *et al.* (1988) realizaron un estudio con el alga *Cystoseira amentacea*, similar a *Cystoseira humilis* en complejidad estructural, donde consideraron indicadores de contaminación a las especies de poliquetos *Platinereis dumerilii*, *Protoaricia oerstedii* y *Cirratulus cirratus*, y por otro lado, a la especie *Amphiglena mediterranea* indicadora de un ambiente no contaminado. Las tres especies citadas como indicadores de contaminación registraron una abundancia mayor en los charcos de presión elevada, descendiendo en número de ejemplares conforme disminuye la presión antrópica. Al contrario ocurre con la especie *Amphiglena mediterranea*, indicadora de un hábitat no contaminado, que se observó que su abundancia aumentaba en los charcos de menor presión. En resumen, los resultados y las categorías de perturbación asignadas en nuestro estudio concuerdan con las especies indicadores propuestas por Bellan *et al.* (1988).

Los moluscos epifaunales encontrados no obtuvieron gran importancia en cuanto a la abundancia, aunque si fue el grupo taxonómico con mayor número de especies. En los charcos con presión antrópica elevada es donde los moluscos fueron más importantes tanto en abundancia total como en los análisis de similaridad, donde 3 de las 7 especies que más contribuían a explicar estos charcos pertenecían al grupo de los moluscos. En cuanto a los porcentajes de disimilaridad destaca la especie *Calliostoma lusitanicum* con porcentajes elevados, explicando parte de la diferencia entre los charcos de presión elevada y los otros. Si se observan las abundancias de esta especie, únicamente se registraron 117 ejemplares en los charcos más perturbados y, por lo tanto, podría utilizarse para clasificar los charcos según su presión antrópica. En las islas Canarias se estudió la posibilidad de utilizar 6 especies de moluscos gasterópodos como bioindicadores de causas antropogénicas teniendo en cuenta su distribución, abundancia y talla (Ramírez, 2009). Difiere del presente estudio ya que estas especies son del intermareal rocoso y no tan específicas de charcos, pero se concluyó que los

moluscos son grandes bioindicadores de la calidad del medio ambiente y estado de conservación en el archipiélago Canario (Ramírez, 2009).

Los artrópodos son el grupo taxonómico más utilizado como bioindicador de la calidad de aguas continentales a causa de su abundancia, diversidad y su relación con las propiedades del medio acuático (Pujante-Mora, 1997). En España se utilizan para caracterizar el estado ecológico de ríos mediante índices como el IBMWP, pero estas herramientas todavía no se han desarrollado para las costas. Como se ha comentado en la introducción, en Canarias si se han utilizado especies de crustáceos, como el camarón de charcos *Palaemon elegans*, para medir la contaminación de emisarios o metales pesados (Lozano *et al.*, 2010; Lozano *et al.*, 2016), pero no dejan de ser herramientas muy específicas y con especies concretas. En los charcos muestreados, los crustáceos son el grupo con el mayor peso en cuanto a número ejemplares y porcentaje, con respecto al total registrado en charcos sometidos a presión alta y media. Esto concuerda con las especies más abundantes, donde 2 de las 4 son crustáceos. A nivel de especie, se observaron 4 con mayor peso de disimilaridad entre charcos, las especies *Sunamphitoe pelagica*, *Clibanarius aequabilis* y *Dynamene bidentata* fueron más abundantes en los charcos con presión elevada. Por el contrario, la especie *Liljeborgia pallida* mostró mayores abundancias en charcos con menor presión. En cambio, nada se encontró en la bibliografía sobre la utilización de estas especies como indicadores de la calidad de un ambiente intermareal.

Dentro del filo de equinodermos destaca la especie *Amphipholis squamata* al ser la única especie que se encontró en todos los porcentajes tanto de similaridad como disimilaridad. Esto demuestra que es una especie con un papel muy importante en la estructura epifaunal de las comunidades de los charcos intermareales, aunque comparando sus abundancias no existe una tendencia descendente según la presión, al ser más abundante en presión alta, luego en baja y por último en media. El ofiuroido *Amphipholis squamata* puede sufrir modificaciones en su simetría pentámera a causa de la contaminación y el estrés ambiental (Dupont y Mallefet, 2002), esta variabilidad no fue observada en los ejemplares de los charcos estudiados.

Para el resto de los taxones como sipuncúlidos, platelmintos y la especie de nemertino *Baseodiscus delineatus* se obtuvieron unas abundancias muy bajas, sin poder aportar ningún dato relevante en los análisis. En cambio, una especie de nemertino no determinada a rango específico (*Nemertea* sp.) registró unas abundancias que aumentan conforme disminuye la presión antrópica en los charcos, aunque no se pudo buscar información bibliográfica al respecto al no poderse identificar la especie, ya que la taxonomía de este grupo se fundamenta en estudios histológicos, que no se encuentran al alcance del presente estudio.

Por último, hay que comentar que las larvas de díptero han supuesto una población importante, sobre todo en los charcos de presión baja donde fue la especie más abundante. Esto también ha supuesto que aparezca entre las especies con los porcentajes más altos de disimilaridad cuando se compara con los charcos de menor presión. Las poblaciones de larvas de díptero epifaunales en charcos no son estables, varían enormemente según la época del año (Garbary *et al.*, 2009) y al no poderse identificar la especie en concreto en este trabajo tampoco se ha podido buscar bibliografía de posibles preferencias a la hora de elegir el charco. Debido a la falta de información y al carácter estacional de sus poblaciones no se considera esta especie un buen indicador, ya que sería necesario un seguimiento estacional de sus poblaciones en Canarias, y no existen datos al respecto.

Los ambientes litorales y sus charcos se encuentran sometidos a la acción de múltiples perturbaciones de origen antrópico, y esta es la razón por la cual se deben investigar para protegerlos y conservarlos. En España, la escala regional es la más adecuada para desarrollar iniciativas de gestión integrada, aunque en décadas precedentes se haya demostrado la escasa eficacia de algunas medidas de protección, estos instrumentos están plenamente orientados hacia el urbanismo y la ordenación del territorio litoral (Barragán y Andrés, 2016). En las islas Canarias, con el auge del turismo, se han concentrado todas las actividades en el litoral, siendo el motor de la construcción desmedida actual, que tanta destrucción del hábitat ha generado. La mayoría de los problemas para la gestión adecuada del litoral Canario es la falta de una política decidida a investigar e innovar en el medio costero, así como fomentar la participación y la unificación del conocimiento entre las universidades e instituciones de investigación para desarrollar planes y proyectos litorales (Sanabria *et al.*, 2011). Por ello es importante la incentivación de las políticas públicas en esta dirección y promover el apoyo de iniciativas que desarrollen el sector privado para la futura conservación de la costa.

En el archipiélago Canario, con sus 1580 km de costa, es necesaria una herramienta fiable para poder conocer el estado ecológico del intermareal, como se realiza desde hace años en Europa con el índice de biota marina AMBI (AZTI Marine Biotic Index). Esta herramienta permite evaluar o predecir el impacto ambiental que las diferentes actividades humanas hayan producido o puedan producir, proponiendo las medidas adecuadas para minimizar los impactos (Muxica *et al.*, 2005). En este índice adquieren un papel relevante las especies de macroinvertebrados bentónicos del intermareal y sus charcos, como las descritas y estudiadas en el presente TFM. Para la región Macaronésica si existe el Proyecto Interreg IIIB INDICE (Sanabria *et al.*, 2011), que creo un sistema de indicadores para evaluar el desarrollo sostenible, pero siendo un índice para esta región concreta, contrasta la poca importancia de los indicadores específicamente costeros. Una de las causas de la poca relevancia en

este índice de indicadores costeros puede ser la falta de conocimiento de las comunidades litorales y las diferentes especies que puedan informarnos del estado ecológico del intermareal canario.

En esta línea el presente Trabajo Fin de Máster ha definido la comunidad de invertebrados epifaunales en charcos intermareales de *Cystoseira humilis* en la isla de Tenerife y se ha podido comprobar estadísticamente que existen diferencias según la presión antrópica. De acuerdo con los análisis, las abundancias y la bibliografía, las especies de anélidos *Platinereis dumerilii*, *Protoaricia oerstedii*, *Cirratulus cirratus*, el molusco *Calliostoma lusitanicum* y los crustáceos *Sunamphitoe pelagica*, *Clibanarius aequabilis* y *Dynamene bidentata* parecen ser indicadores de una presión antrópica elevada. Por el contrario, el anélido *Amphiglena mediterranea* y el crustáceo *Liljeborgia pallida* parecen ser más abundantes en charcos con ningún tipo de presión antrópica. Por supuesto con un proyecto de tiempo tan reducido, con un muestreo en una época concreta del año, en una zona de Tenerife con una única orientación y un número de charcos muestreados tan reducido, no se puede contribuir a la creación de un índice que mida el estado ecológico de una forma fiable en la totalidad del archipiélago canario. Para ello sería necesario la continuación del estudio con un carácter estacional, en un número mayor de charcos muestreados en diferentes localizaciones e islas, y que se pueda conocer las comunidades de otras algas dominantes del intermareal canario, para poder averiguar las especies clave que clasifiquen el estado de estos hábitats de una manera cuantificable en un índice ecológico. Poder evaluarlos de esta manera en una escala es muy importante para, si es necesario, actuar en consecuencia y poder protegerlos.

5. Agradecimientos

El presente Trabajo Fin de Máster no habría tenido nunca esta forma sin la ayuda del Dr. Rodrigo Riera Elena. Agradecerle el ejercer de tutor, aconsejándome al principio tanto acotar como ampliar el trabajo, ayudándome durante todo el año con cualquier duda casi al momento y sacar tiempo donde no lo hay para apoyarme en este proyecto.

La comunidad de invertebrados no se hubiera identificado si el Dr. Jorge A. Núñez Fraga no me hubiera hecho un hueco en su laboratorio. Darle las gracias por el apoyo y la ayuda cuando me atascaba con la identificación y también por aguantar el continuo y tóxico olor a formol de mis muestras.

Por último, agradecerles a todas las personas que me han brindado su constante apoyo y animo durante este año, en especial a Yolanda Rodríguez por ayudarme durante los muestreos.

6. Referencias

- ASTLES, K. L. 1993. Patterns of abundance and distribution of species in intertidal rock pools. *J. mar. boil. Ass U.K.* 73: 555-569.
- BARRAGÁN, J. M. Y ANDRÉS, M. 2016. Aspectos básicos para una gestión integrada de las áreas litorales de España: conceptos, terminología, contexto y criterios de delimitación. *Revista de Gestão Costeira Integrada - Journal of Integrated Coastal Zone Management* 16: 171-183.
- BARTSCH I; WIENCKE C; Y LAEPPLÉ T. 2012. Global Seaweed Biogeography under a Changing Climate: The Prospected Effects of Temperature. *Seaweed Biology, Ecological Studies*. 219 pp.
- BELLAN, G; DESROSIERS, G. y WILLSIE, A. 1988. Use of an annelid pollution index for monitoring a moderately polluted littoral zone. *Mar. Pollut. Bull.* 19: 662-665.
- BETANCOR, S; DOMÍNGUEZ, B; TUYA, F; FIGUEROA, F. Y HAROUN, R. 2015. Photosynthetic performance and photoprotection of *Cystoseira humilis* (Phaeophyceae) and *Digenea simplex* (Rhodophyceae) in an intertidal rock pool. *Aquatic botany* 121: 16-25.
- BONSDORFF, E. 1984. Effects of experimental oil spills in intertidal rock pools. *Ecological Bulletins* 36: 159-164.
- BRACKEN, M. E. 2004. Invertebrate-mediated nutrient loading increases growth of an intertidal macroalga. *J. Phycol.* 40: 1032–1041.
- BRACKEN, M. E. Y NIELSEN, K. J. 2004. Diversity of intertidal macroalgae increases with nitrogen loading by invertebrates. *Ecology*, 85(10): 2828–2836.
- BRACKEN, M. E; GONZALEZ-DORANTES, C. A. Y STACHOWICZ, J. J. 2007. Whole-community mutualism: associated invertebrates facilitate a dominant habitat-forming seaweed. *Ecology*, 88(9): 2211–2219.
- BRITO, A. 1991. Catálogo de los peces de las Islas Canarias. Ed. F. Lemus. La Laguna (Tenerife): 230 pp.
- BROWNE, M.A. Y CHAPMAN, M.G. 2014. Mitigating against the loss of species by adding artificial intertidal pools to existing seawalls. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 497: 119-129.
- CARRILLO, J. A; Y SANSÓN, M. 1999. Algas, hongos y fanerógamas marinas de las Islas Canarias. Servicio de Publicaciones Universidad de La Laguna. 254 pp.
- CHAPMAN, M. G. Y BLOCKLEY, D. 2009. Engineering novel habitats on urban infrastructure to increase intertidal biodiversity. *Oecologia* 161: 625-635.
- CONNELL, J. H. 1972. Community interactions on marine rocky intertidal shores. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 3(1), 169-192.
- DEAN, H. K. 2008. The use of polychaetes (Annelida) as indicator species of marine pollution: a review. *Rev. Biol. Trop. (Int. J. Trop. Biol. ISSN-0034-7744)* Vol. 56 (Suppl. 4): 11-38.

- DELGADO, J. D. Y NÚÑEZ, J. 1997. Organización de microcomunidades de poliquetos epibiontes: La estructura del alga como determinante. *Rev. Acad. Canar. Cienc.* 4: 97-106.
- DETHIER M. 1982. Pattern and Process in Tidepool Algae: Factors Influencing Seasonality and Distribution. *Botanica Marina*, 25: 55-66.
- DUPONT, S; ORTEGA-MARTINEZ, O. Y THORNDYKE, M. 2010. Impact of near-future ocean acidification on echinoderms. *Ecotoxicology*, 19: 449–462.
- DUPONT, S. Y MALLEFET, J. 2002. Abnormal forms in the brittle-star *Amphipholis squamata*: a field study. *Mar. boil. Ass. U.K.* 82: 491-493.
- FAIRWEATHER, P. G; Y UNDERWOOD, A. J. 1991. Experimental removals of a rocky intertidal predator: variations within two habitats in the effects on prey. *J. exp. mar. Biol. Ecol.* 54: 29-75.
- FAUVEL, P. 1923. Polychètes errantes. Faune de France, 5. Paul Lechevalier, Paris. 488 pp.
- FAUVEL, P. 1927. Polychètes sédentaires. Faune de France, 16. Paul Lechevalier, Paris. 497 pp.
- FIRTH L. B; SCHOFIELD M; WHITE F. J; MARTIN W. SKOV M. W; Y HAWKINS S. J. 2014. Biodiversity in intertidal rock pools: Informing engineering criteria for artificial habitat enhancement in the built environment. *Marine Environmental Research*: 1-9.
- FISCHER, A. H; HENRICH, T. Y ARENDT, D. 2010. The normal development of *Platynereis dumerilii* (Nereididae, Annelida). *Frontiers in Zoology* 7: 31.
- FRANKHAM, R. 2005. Stress and adaptation in conservation genetics. *J. Evol. Biol.* 18, 750–755.
- GALAN, F. M. 2008. Playas, urbanismo y turismo en ciudades litorales históricas de Canarias. *Turismo* 1: 59-94.
- GATTUSO, J. P; MAGNAN, A; BILLÉ, R; CHEUNG, W. W. L; HOWES, E. L; JOOS, F; ALLEMAND, D; BOPP, L; COOLEY, S. R; EAKIN, C. M; HOEGH-GULDBERG, O; KELLY, R. P; PÖRTNER, H. O; ROGERS, A. D; BAXTER, J. M; LAFFOLEY, D; OSBORN, D; RANKOVIC, A; ROCHETTE, J; SUMAILA, U. R; TREYER, S. Y TURLEY, C. 2015. Contrasting futures for ocean and society from different anthropogenic CO2 emissions scenarios. *Science* 349: 1–10.
- GARBARY, D. J; JAMIESON, M. M. Y TAYLOR, B. R. 2009. Population ecology of the marine insect *Halocladus variabilis* (Diptera: Chironomidae) in the rocky intertidal zone of Nova Scotia, Canada. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* Vol 376: 193-202.
- GARCÍA-JIMÉNEZ, P. L; GERALDINO, P. J; MING BOO, S. Y ROBAINA, R. 2008. Red alga *Grateloupia imbricata* (Halymeniaceae), a species introduced into the Canary Islands. *Phycological Research* 56: 166–171.
- GÓMEZ-RODRÍGUEZ, R. Y PÉREZ-SÁNCHEZ, J. M. 1997. Moluscos Bivalvos de Canarias. Cabildo Insular de Gran Canaria. 425 pp.

- GONZÁLEZ-ORTEGÓN, E. Y CUESTA, J. A. 2006. An illustrated key to species of *Palaemon* and *Palaemonetes* (Crustacea: Decapoda: Caridea) from European waters, including the alien species *Palaemon macrodactylus*. J. Mar. Biol. Ass. U.K. 86: 93-102.
- GONZÁLEZ-PÉREZ, J. A. 1995. Catálogo de los crustáceos decápodos de las islas Canarias: Gambas, langostas y cangrejos. Publicaciones Turquesa 281 pp.
- HAWKINS S. J; CORTE-REAL H. B; PANNACCIULLI F. G; WEBER L. C. Y BISHOP J. D. D. 2000. Thoughts on the ecology and evolution of the intertidal biota of the Azores and other Atlantic islands. Hydrobiologia 440: 3-17.
- HAYWARD, P. L. Y RYLAND, J.S. 1995. Handbook of the Marine Fauna of North-West Europe. Oxford University Press. 816 pp.
- HERNÁNDEZ, J. M; ROLÁN, E; SWINNEN, F; GÓMEZ, R. Y PÉREZ, J. M. 2011. Moluscos y Conchas Marinas de Canarias. ConchBooks. 716 pp.
- HERRERA-BACHILLER, A. 2016. Los nemertinos de España y Portugal. Tesis doctoral. Universidad de Alcalá. 441 pp.
- JOHNSON, D. S. Y SKUTCH, A F. 1928. Littoral vegetation on a headland of Mt. Desert Island, Maine 2. Tide-pools and the environment and classification of submersible plant communities. Ecology 9: 307-338
- JUANES, J.A; GUINDA, X; PUENTE, A. Y REVILLA J.A. 2008. Macroalgae, a suitable indicator of the ecological status of coastal rocky communities in the NE Atlantic. Ecological Indicators 8: 351-359.
- KNOX, G. A. 2001. The ecology of seashore. Marine science series, 557 pp.
- KRAPP-SCHICKEL, G. Y RUFFO, S. 1990. Marine amphipods of the Canary Islands with description of a new species of *Elasmopus*. Misc. Zool.14: 53-58.
- KOOISTRA, W.H.C.F; JOOSTEN, A.M.T; Y VAN DEN HOEK, C. 1989. Zonation patterns in intertidal pools and their possible causes: a multivariate approach. Bot. Mar. 32: 9-26.
- LAWSON, G. W. Y NORTON T. A. 1971. Some observations on litoral and sublitoral zonation at Tenerife (Canary Isles). Bot. Mar. 14: 116-120.
- LEGRAND, E; RIERA, P; BOHNER, O; COUDRET, J; SCHLICKLIN, F; DERRIEN, M. Y MARTIN, S. 2018. Impact of ocean acidification and warming on the productivity of a rock pool community. Marine Environmental Research, 136: 78-88 pp.
- LINCOLN, R. J. 1979. British Marine Amphipoda: Gammaridea. British Museum (Natural History), London. 657 pp.
- LOZANO, E; ALCÁZAR, J; BARDERA, G, Y ALDUÁN, M. 2016. Bioindicadores de contaminación en relación a un emisario submarino en Punta del Hidalgo (Tenerife, islas Canarias). Rev. Acad. Canar. Cienc; 28: 133-142.

- LOZANO, G; HERRAIZ, E; HARDISSON, A; GUTIÉRREZ A. J; GONZÁLEZ-WELLER, D. Y RUBIO, C. 2010. Heavy and trace metal concentrations in three rockpool shrimp species (*Palaemon elegans*, *Palaemon adspersus* and *Palaemon serratus*) from Tenerife (Canary Islands). *Environ Monit Assess* 168: 451–460.
- LUQUE, A. 2004. Protección ambiental del medio marino litoral en Canarias. www.researchgate.net/publication/38182393.
- MANNING, R. B. Y HOLTHUIS, L. B. 1981. West African Brachyuran Crabs (Crustacea: Decapoda). Smithsonian Institution Press. 381 pp.
- MARTIN, J. L; CARDOSO, P; ARECHAVALETA, M; BORGES, P; FARIA, B. F; ABREU, C; AGUIAR, A. F; CARVALHO, J. A; COSTA, A. C; CUNHA, R. T; FERNANDES F. M; GABRIEL, R; JARDIM, R; LOBO, C; MARTINS A. M; OLIVEIRA, P; RODRIGUES, P; SILVA, L; TEIXEIRA, D; AMORIN, I. R; HOMEN, N; MARTINS, B; MARTINS, M. Y MENDONCA, E. 2010. Using taxonomically unbiased criteria to prioritize resource allocation for oceanic island species conservation. *Biodivers. Conserv.* 19: 1659–1682.
- MARTÍNEZ B; AFONSO-CARRILLO J; ANADÓN R; ARAÚJO R; ARENAS S; ARRONTES J; BÁRBARA I; BORJA A; DÍEZ I; DUARTE L; FERNÁNDEZ C; GARCÍA M; GOROSTIAGA J.M; JUANES J.A; PETEIRO C; PUENTE A; RICO J.M; SANGIL C; SANSÓN M; TUYA F; Y VIEJO R.M. 2015. Regresión de las algas marinas en las islas canarias y en la costa atlántica de la península ibérica por efecto del cambio climático algas. *Boletín Informativo de la Sociedad Española de Ficología* 5: 8 pp.
- MARTINS G. M; HAWKINS S. J; THOMPSON R. C; Y JENKINS S. R. 2007. Community structure and functioning in intertidal rock pools: effects of pool size and shore height at different successional stages. *Mar Ecol Prog Ser*; 329: 43 – 55.
- MARTINS G. M; THOMPSON R. C; HAWKINS S. J; NETO A. I; Y JENKINS S. R. 2008. Rocky intertidal community structure in oceanic islands: scales of spatial variability. *Mar Ecol Prog Ser*; 356: 15–24.
- METAXAS A. Y SCHEIBLING R. E. 1993. Community structure and organization of tidepools. *Mar Ecol Prog Ser*; 98: 187-198.
- MORO, L. 2015. Moluscos opisthobranchios bentónicos de las islas Canarias y su entorno. Tesis Doctoral, Universidad de La Laguna. 448 pp.
- MORRIS, S. Y TAYLOR, A. C. 1983. Diurnal and seasonal variation in physico-chemical conditions within intertidal rockpools. *Estuar. coast. Shelf Sci.* 17: 339-355.
- MUXIKA, I; BORJA, Á. Y BONNE, W. 2005. The suitability of the marine biotic index (AMBI) to new impact sources along European coasts. *Ecological Indicators* 5: 19-31.
- MYERS, N; MITTERMEIER R. A; MITTERMEIER, C. G; DA FONSECA, G. A. B. Y KENT, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403, 853-858.
- NÚÑEZ, J. 1990. Anélidos Poliquetos de Canarias: estudio sistemático de los órdenes Phyllodocida, Amphinomida y Eunicida. Tesis Doctoral. Universidad de La Laguna.

- NUÑEZ, J; BRITO, M. C; Y OCAÑA, O. 1991. Anélidos poliquetos de Canarias familia Amphinomidae. Cah. Biol. Mar. 32: 469-476.
- ORTIZ, M. Y JIMENO, A. 2001. Guía ilustrada para la identificación de las familias y los géneros de los anfípodos del suborden Gammaridea de la Península Ibérica. Graellsia, 57(2): 3-93.
- PARKER, L. M; ROSS, P. M; O'CONNOR, W. A; PÖRTNER, H. O; SCANES, E. Y WRIGHT, J. M. 2013. Predicting the response of molluscs to the impact of ocean acidification. Biology 2: 651–692.
- PÉREZ, J. M. Y MORENO, E. 1991. Invertebrados marinos de canarias. Ediciones del Cabildo Insular de Gran Canaria. 335 pp.
- PINEDO, S. Y AFONSO-CARRILLO, J. 1994. Distribución y zonación de las algas marinas bentónicas en Puerto de la Cruz, Tenerife (Islas Canarias). Vieraea 23: 109-123.
- PUJANTE-MORA, A. M. 1997. Los artrópodos como bioindicadores de la calidad de las aguas. Bol. S.E.A. nº 20: 277-284.
- RAFFAELLI, D. Y HAWKINS, S. 1996. *Intertidal Ecology*. London, UK: Chapman and Hall. 355 pp.
- RAMÍREZ, R. 2009. Moluscos gasterópodos como bioindicadores en el Archipiélago Canario: de procesos naturales a causas antropogénicas. Tesis doctoral. Universidad de las Palmas de Gran Canaria. 303 pp.
- RAMÍREZ, R; TUYA, F. Y HAROUN, R. J. 2008. *El Intermareal Canario. Poblaciones de lapas, burgados y cañadillas*. BIOGES, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. 52 pp.
- RIERA, R; GUERRA-GARCÍA, J.M; BRITO, M.C. Y NÚÑEZ, J. 2003. Estudio de los caprelídeos de Lanzarote, islas Canarias (Crustacea: Amphipoda: Caprellidea). VIERAEA 31: 157-166.
- RIERA, R; SANGIL, C. Y SANSÓN, M. 2015. Long-term herbarium data reveal the decline of a temperate-water algae at its southern range. Estuarine, Coastal and Shelf Science 165: 159-165.
- ROCA L. S; BETANCORT J. R. Y TOLEDO M. L. 2011. Efluentes de aguas residuales en el litoral oriental de las palmas de gran canaria. Efectos sobre la calidad del agua de mar, comunidades de algas e indicadores bacterianos de contaminación fecal. Agencia Canaria de Investigación, Innovación y Sociedad de la Información. Instituto Canario de Ciencias Marinas: 33.
- SANABRIA, J. G; ONETTI, J. G; BARRAGÁN, J. M. Y FERNÁNDEZ-PALACIOS, Y. 2011. La gestión del litoral en las islas canarias: el papel de las comunidades autónomas en el camino hacia una gestión integrada de las áreas litorales (GIAL). Proyecto Red Española de Gestión Integrada de Áreas Litorales (REGIAL). 19 pp.
- SÁNCHEZ, E. Y MUNILLA, T. 1989. Estudio ecologico de los primeros Picnogonidos litorales de las islas Canarias. Cah. Biol. Mar. 30: 49-67.
- SANSÓN, M; SANGIL C; ORELLANA S; Y AFONSO-CARRILLO J. 2013. Do the size shifts of marine macroalgae match the warming trends in the Canary Islands? *Libro de Resúmenes XIX. Simposio de Botánica Criptogámica*: 104 pp.

- STEPHENSON, T. A. Y STEPHENSON, A. 1949. The universal features of zonation between tide-marks on rocky coasts. *The Journal of Ecology*, 37: 289-305.
- THOMPSON, R. C; CROWE, T. P; Y HAWKINS, S. J. 2002. Rocky intertidal communities: past environmental changes, present status and predictions for the next 25 years. *Environmental Conservation*, 29 (02): 168-191.
- UNDERWOOD, A. J. Y DENLEY, E. J. 1984. Paradigms, explanations and generalizations in models for the structure of intertidal communities on rocky shores. *Ecological Communities: conceptual issues and the evidence*. Princeton University Press, 151-180.
- VEIGA, P; RUBAL, M. Y SOUSA-PINTO, ISABEL. 2014. Structural complexity of macroalgae influences epifaunal assemblages associated with native and invasive species. *Marine Environmental Research* 101: 115-123.
- VIEIRA, P. E; QUEIROGA, H; COSTA, F. Y HOLDICH, D. M. 2016. Distribution and species identification in the crustacean isopod genus *Dynamene* Leach, 1814 along the North East Atlantic-Black Sea axis. *ZooKeys* 635: 1-19
- VIEIRA, R; PINTO, I. S. Y ARENAS, F. 2016. The role of nutrient enrichment in the invasion process in intertidal rock pools. Springer: *Hydrobiology*. 16 pp.
- WILLIAMS S. L. Y SMITH E. S. 2007. A Global Review of the Distribution, Taxonomy, and Impacts of Introduced Seaweeds. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 38: 327–359.