

**UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA  
LA MOLINA**

**ESCUELA DE POSGRADO  
MAESTRÍA EN ECOLOGÍA APLICADA**



**“DINÁMICA COMUNITARIA MACROBENTÓNICA EN ÁREAS  
COLONIZADAS POR *Caulerpa filiformis* (Suhr) Hering (Bryopsidales,  
Chlorophyta) EN BAHÍA PARACAS – PERÚ”.**

**Presentada por:**

**ERNESTO PEDRO PARIONA ICOCHEA**

**TESIS PARA OPTAR EL GRADO DE  
MAGISTER SCIENTIAE EN ECOLOGÍA APLICADA**

**Lima – Perú**

**2018**

UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA  
LA MOLINA

ESCUELA DE POSGRADO  
MAESTRÍA EN ECOLOGÍA APLICADA

“DINÁMICA COMUNITARIA MACROBENTÓNICA EN ÁREAS COLONIZADAS  
POR *Caulerpa filiformis* (Suhr) Hering (Bryopsidales, Chlorophyta) EN BAHÍA  
PARACAS – PERÚ”.

TESIS PARA OPTAR EL GRADO DE MAGISTER SCIENTIAE

Presentada por:

ERNESTO PEDRO PARIONA ICOCHEA

Sustentada y aprobada ante el siguiente jurado:

---

Mg.Sc. Abelardo Calderón Rodríguez  
PRESIDENTE

---

Dra. Patricia Gil Kodaka  
PATROCINADOR

---

Dr. Edgar Sánchez Infantas  
MIEMBRO

---

Dr. Jorge Tam Málaga  
MIEMBRO

*A mis padres y a mi querida hermana Tania,  
con infinito amor y cariño.*

## AGRADECIMIENTOS

Mi especial agradecimiento a la Dra. Natalia Arakaki Makishi, amiga, mujer científica e incansable investigadora en el tema de macroalgas marinas; quien con su ejemplo, me alentó a retomar y concluir la presente tesis.

A mi patrocinadora, Dra. Patricia Gil-Kodaka, por incluir mi tema de tesis como parte del proyecto de investigación: FONDECYT 129-2015 *Diversidad de macroalgas de la costa central del Perú usando códigos de barras de ADN, en la perspectiva de sus usos potenciales y aplicaciones biotecnológicas.*

Al CONCYTEC/FONDECYT por el financiamiento para la impresión, empastado y gastos relacionados con el trámite de obtención del grado.

A mi amiga y colega, la bióloga Isabel Carmona Martínez, por su valiosa ayuda en la identificación de los invertebrados, especialmente poliquetos.

A la Sra. Marina Zavaleta, quien me ayudó como asistente en el análisis de muestras.

A mi gran amiga, Joyce Mamani Hilasaca, Bachiller en Ing. Pesquera; quien supo darme ánimos durante el largo y difícil proceso del desarrollo de la tesis.

A mi querida familia: mis padres y mi hermana quienes me brindaron su apoyo moral en todo momento, apoyo que fue decisivo para la conclusión de esta tesis.

A mis amigos de la Agraria: Helen Pimentel, Lizbeth Bulnes, Gabriel Trujillo, Rubén Quispe, Lander Merma, Lorena Silva, Miguel Llapapasca; y mi amigo “panyao” Iván Alcántara Parra; quienes me apoyaron durante los muestreos de campo. Y en general, un agradecimiento a todas las personas y amistades, que directa o indirectamente, contribuyeron al desarrollo de esta tesis.



# ÍNDICE GENERAL

ÍNDICE DE TABLAS

ÍNDICE DE FIGURAS

ÍNDICE DE ANEXOS

RESUMEN

ABSTRACT

<b>I.</b>	<b>INTRODUCCIÓN</b> .....	1
<b>II.</b>	<b>REVISION DE LITERATURA</b> .....	3
	2.1. Invasiones biológicas.....	3
	2.2. Definición de especies exóticas invasoras.....	3
	2.3. Especies exóticas invasoras en el ambiente marino .....	5
	2.4. Algas marinas introducidas.....	5
	2.5. Especies invasoras en el Perú .....	6
	2.5.1. Especies invasoras en ambientes acuáticos del Perú .....	6
	2.6. El género <i>Caulerpa</i> .....	7
	2.7. La especie <i>Caulerpa filiformis</i> .....	8
	2.7.1. Clasificación taxonómica (Guiry y Guiry 2017): .....	9
	2.7.2. Descripción morfológica .....	9
	2.7.3. Hábitat.....	10
	2.7.4. Distribución de <i>Caulerpa filiformis</i> en el Perú.....	11
	2.7.5. Distribución de <i>Caulerpa filiformis</i> en el mundo.....	14
	2.7.6. Propagación e impactos de <i>Caulerpa filiformis</i> en otras partes del mundo	14
	2.8. La bahía Paracas .....	15
	2.8.1. Características físicas.....	15
	2.8.2. Comunidades de fauna macrobentónica en la bahía de Paracas.....	16
	2.8.3. Comunidades de macroalgas en la bahía de Paracas .....	18
<b>III.</b>	<b>MATERIALES Y METODOS</b> .....	19
	3.1. Lugar y ubicación del área de estudio .....	19
	3.2. Diseño del muestreo y trabajo en campo.....	19
	3.3. Análisis de laboratorio.....	21
	3.4. Análisis estadístico .....	22
<b>IV.</b>	<b>RESULTADOS Y DISCUSIÓN</b> .....	24
	4.1. Caracterización del hábitat .....	24
	4.1.1. Composición del sustrato en las áreas de evaluación .....	24
	4.1.2. Temperatura superficial del mar.....	26
	4.2. Variaciones de la biomasa y cobertura de <i>Caulerpa filiformis</i> .....	26
	4.3. Estructura comunitaria de la fauna epibentónica asociada a las praderas de <i>Caulerpa filiformis</i> .....	33

4.3.1. Área marina protegida .....	34
4.3.2. Área urbana.....	36
4.3.3. Análisis multivariado de la comunidad de fauna epibentónica .....	40
4.3.4. Descriptores comunitarios de fauna epibentónica .....	45
4.3.5. Correlación entre variables de la comunidad de fauna epibentónica .....	47
4.4. Estructura comunitaria de macroalgas asociada a las praderas de <i>Caulerpa filiformis</i> .....	55
4.4.1. Área marina protegida .....	56
4.4.2. Área urbana.....	57
4.4.3. Análisis multivariado de la comunidad de macroalgas .....	60
4.4.4. Descriptores comunitarios de macroalgas .....	65
4.4.5. Correlación entre variables de la comunidad de macroalgas.....	69
<b>V. CONCLUSIONES</b> .....	74
<b>VI. RECOMENDACIONES</b> .....	77
<b>VII. REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS</b> .....	78
<b>VII. ANEXOS</b> .....	96

## ÍNDICE DE TABLAS

<b>Cuadro 1</b>	: Distribución de los tipos de sedimentos bajo las praderas de <i>Caulerpa filiformis</i> en cada localidad evaluada.....	24
<b>Cuadro 2</b>	: PERMANOVA de dos vías para biomasa y cobertura de <i>Caulerpa filiformis</i> .....	28
<b>Cuadro 3</b>	: Análisis SIMPER de la comunidad de fauna epibentónica en el área marina protegida.....	35
<b>Cuadro 4</b>	: Análisis SIMPER de la comunidad de fauna epibentónica en área urbana.....	37
<b>Cuadro 5</b>	: ANOSIM y SIMPER entre grupos establecidos después del análisis cluster.....	42
<b>Cuadro 6</b>	: PERMANOVA de dos vías de los descriptores comunitarios de la fauna epibentónica entre ambas localidades de muestreo.....	49
<b>Cuadro 7</b>	: Correlaciones de Spearman entre la fauna epibentónica, biomasa y cobertura de <i>Caulerpa filiformis</i> .....	49
<b>Cuadro 8</b>	: Análisis SIMPER de la comunidad de macroalgas en el área marina protegida.....	57
<b>Cuadro 9</b>	: Análisis SIMPER de la comunidad de macroalgas en el área urbana.....	58
<b>Cuadro 10</b>	: ANOSIM y SIMPER entre grupos establecidos después del análisis cluster.....	62
<b>Cuadro 11</b>	: ANOSIM y SIMPER entre ambas áreas evaluadas.....	63
<b>Cuadro 12</b>	: PERMANOVA de dos vías de los descriptores comunitarios de macroalgas entre ambas localidades de muestreo.....	69
<b>Cuadro 13</b>	: Correlaciones de Spearman entre macroalgas, biomasa y cobertura de <i>Caulerpa filiformis</i> .....	69

## ÍNDICE DE FIGURAS

<b>Figura 1</b> :	Componentes morfológicos de <i>Caulerpa filiformis</i> .....	10
<b>Figura 2</b> :	Mapa de distribución actual de <i>Caulerpa filiformis</i> en la costa peruana. Las principales praderas se encuentran en bahías protegidas donde se cultiva concha de abanico.....	13
<b>Figura 3</b> :	Localidades escogidas y áreas de muestreo en la Bahía de Paracas. Las áreas punteadas son las grillas de donde se tomaron 8 puntos al azar.....	20
<b>Figura 4</b> :	Características del tipo de sustrato en las localidades de muestreo ocupadas por <i>Caulerpa filiformis</i> .....	25
<b>Figura 5</b> :	Comparación de la TSM entre ambas localidades evaluadas.....	26
<b>Figura 6</b> :	Biomasa y cobertura de <i>Caulerpa filiformis</i> en ambas localidades evaluadas.....	28
<b>Figura 7</b> :	Gráficos de dispersión entre el porcentaje de arena total y biomasa y cobertura de <i>C. filiformis</i> en la bahía de Paracas.....	32
<b>Figura 8</b> :	Número total de especies y densidad por grupos taxonómicos en ambas áreas evaluadas en la bahía de Paracas.....	34
<b>Figura 9</b> :	Número total de especies y densidad por grupos taxonómicos en el área marina protegida.....	35
<b>Figura 10</b> :	Número total de especies y densidad por grupos taxonómicos en el área urbana.....	36
<b>Figura 11</b> :	Análisis cluster y representación MDS de las comunidades del fauna epibentónica. (AT = Atenas-Cequión; SD = Santo Domingo-El Chaco)....	41
<b>Figura 12</b> :	Descriptorios comunitarios de la fauna epibentónica en ambas localidades evaluadas.....	48
<b>Figura 13</b> :	Número total de especies y biomasa de macroalgas por grupos taxonómicos en ambas áreas evaluadas en la bahía de Paracas.....	56
<b>Figura 14</b> :	Número total de especies y biomasa de macroalgas por grupos taxonómicos en el área marina protegida.....	56
<b>Figura 15</b> :	Número total de especies y biomasa de macrofitas por grupos taxonómicos en el área urbana.....	58
<b>Figura 16</b> :	Análisis cluster y representación MDS de las comunidades de macroalgas. (AT = Atenas-Cequión; SD = Santo Domingo-El Chaco).....	61
<b>Figura 17</b> :	Descriptorios comunitarios de macroalgas en ambas localidades evaluadas.	68

## ÍNDICE DE ANEXOS

<b>Anexo 1:</b> Caracterización del hábitat físico.....	97
<b>Anexo 2:</b> Comunidad de fauna epibentónica asociada a la pradera de <i>Caulerpa filiformis</i> en el área marina protegida.....	99
<b>Anexo 3:</b> Comunidad de fauna epibentónica asociada a la pradera de <i>Caulerpa filiformis</i> en el área urbana.....	104
<b>Anexo 4:</b> Comunidad de macroalgas asociada a la pradera de <i>Caulerpa filiformis</i> en el área marina protegida.....	110
<b>Anexo 5:</b> Comunidad de macroalgas asociada a la pradera de <i>Caulerpa filiformis</i> en el área urbana.....	111
<b>Anexo 6:</b> Análisis estadísticos de la biomasa y cobertura de <i>Caulerpa filiformis</i> .....	112
<b>Anexo 7:</b> Análisis estadísticos de la abundancia y diversidad de fauna epibentónica asociada a <i>Caulerpa filiformis</i> .....	114
<b>Anexo 8:</b> Análisis estadísticos de la biomasa y diversidad de macroalgas concurrentes con <i>Caulerpa filiformis</i> .....	134
<b>Anexo 9:</b> Fotografías.....	142

## RESUMEN

*Caulerpa filiformis* es una macroalga marina reportada a inicios del siglo XX en la costa norte del Perú (bahía de Sechura). En las últimas décadas, su distribución se ha expandido hacia el sur, llegando a localidades como la bahía de Paracas, donde se considera una especie invasora. La presente investigación evaluó y comparó la estructura y dinámica comunitarias del macrobentos asociado a *C. filiformis* en dos áreas de la bahía Paracas: una protegida y otra urbana. Desde noviembre del 2012 hasta diciembre del 2013 se tomaron 8 muestras mensuales al azar, por área, a través de buceo en apnea. Se emplearon marcos metálicos para estimar la densidad de fauna epibentónica, biomasa de macroalgas, y cobertura de *C. filiformis*. Los promedios de biomasa ( $3225.5 \pm 234.1 \text{ g.m}^{-2}$ ) y cobertura ( $54.8 \pm 4.4\%$ ) de *C. filiformis* en el área urbana fueron más altos que en el área marina protegida ( $2503 \pm 308.3 \text{ g.m}^{-2}$  y  $27.6 \pm 3.4\%$ ). La dinámica poblacional de *C. filiformis* fue distinta en ambas áreas, no siguió una tendencia estacional y estuvo relacionada con las características físicas del hábitat. En el área marina protegida los promedios de densidad ( $6003.9 \pm 631.9 \text{ ind.m}^{-2}$ ) y riqueza (117 especies) de fauna epibentónica fueron mayores que en el área urbana ( $5132.3 \pm 541.8 \text{ ind.m}^{-2}$  y 145 especies). La dinámica comunitaria fue la misma en ambas áreas y no se encontraron diferencias significativas entre los descriptores comunitarios. La biomasa de macroalgas fue significativamente mayor ( $426.93 \pm 84.08 \text{ g.m}^{-2}$ ) en el área marina protegida, que en el área urbana ( $95.49 \pm 29.65 \text{ g.m}^{-2}$ ). El número de especies fue muy similar (19 y 18). La estructura y dinámica comunitarias de macroalgas fueron diferentes entre ambas áreas y no siguieron un patrón estacional. La abundancia de *C. filiformis* tuvo un efecto positivo sobre la densidad y riqueza de la fauna epibentónica y un efecto negativo sobre la biomasa y riqueza de macroalgas.

Palabras claves: *Caulerpa filiformis*, invasiones biológicas, Bahía de Paracas, epifauna, macroalgas, dinámica comunitaria.

## ABSTRACT

*Caulerpa filiformis* is a marine macroalga reported at the beginning of the 20th century on the north coast of Peru (Sechura Bay). In recent decades, its distribution has expanded to the south, reaching places such as Paracas Bay, where it is considered an invasive species. This research evaluated and compared the community structure and dynamics of macrobenthos associated with *C. filiformis* in two areas of Paracas Bay: one protected and the other urban. From November 2012 to December 2013, 8 monthly samples were taken haphazardly, by area, through freediving. Metallic frames were used to estimate epibenthic fauna density, macroalgae biomass, and *C. filiformis* cover. The biomass ( $3225.5 \pm 234.1 \text{ gm}^{-2}$ ) and cover ( $54.8 \pm 4.4\%$ ) average of *C. filiformis* in the urban area were higher than in the marine protected area ( $2503 \pm 308.3 \text{ gm}^{-2}$  and  $27.6 \pm 3.4\%$ ). Population dynamics of *C. filiformis* were different between both areas, and did not follow a seasonal trend and was related to the habitat physical characteristics. In the marine protected area, density ( $6003.9 \pm 631.9 \text{ ind.m}^{-2}$ ) and richness (117 species) average of epibenthic fauna were higher than in the urban area ( $5132.3 \pm 541.8 \text{ ind.m}^{-2}$  and 145 species). Community dynamics was the same in both areas and no significant differences were found among community descriptors. Macroalgae biomass was significantly higher ( $426.93 \pm 84.08 \text{ g.m}^{-2}$ ) in the marine protected area than in the urban area ( $95.49 \pm 29.65 \text{ g.m}^{-2}$ ). The number of species was very similar (19 and 18). Macroalgae community structure and dynamics were different between both areas, and did not follow a seasonal pattern. The abundance of *C. filiformis* had a positive effect on the epibenthic fauna density and richness, and a negative effect on the macroalgae biomass and richness.

Keywords: *Caulerpa filiformis*, biological invasion, Paracas Bay, epifauna, macroalgae, community dynamics.

## I. INTRODUCCIÓN

El calentamiento de los océanos, producto del cambio climático, está provocando profundas modificaciones en las comunidades y funcionalidad de los ecosistemas marinos. La ruptura de las fronteras biogeográficas y las modificaciones en las corrientes oceánicas, están permitiendo actualmente la proliferación de especies, que en algunos casos, amplían su rango de distribución, cambiando la biodiversidad regional. Asimismo, el aumento de temperatura de los mares estimula la fotosíntesis, y en consecuencia, el crecimiento acelerado de algunas especies de macroalgas; las cuales son especialmente sensibles y responden rápidamente a la alteración de las condiciones oceanográficas (Aguilar-Rosas et al. 2014).

Algunas especies de macroalgas introducidas tienden a colonizar de manera efímera o a desarrollarse con éxito al encontrar condiciones adecuadas en las nuevas regiones, llegando inclusive a considerarse invasoras (Aguilar-Rosas et al. 2014). De esta manera, el asentamiento y éxito invasivo de una especie introducida dependen de las condiciones ambientales en el lugar de arribo y de la capacidad competitiva de la especie (Samperio-Ramos et al. 2015).

*Caulerpa filiformis* es una macroalga de la familia Caulerpaceae que se encuentra en New South Wales (NSW, Australia), Sudáfrica, Mozambique y Perú. Se ha observado que la abundancia de esta especie ha aumentado en NSW durante las últimas décadas (Glasby et al. 2015). En el Perú, durante mucho tiempo, la distribución de *C. filiformis* estaba restringida a la costa norte, principalmente, la bahía de Sechura (Howe 1914, Acleto 1986); pero en los últimos años, su rango de distribución se ha ampliado hacia el sur, llegando a localidades tan alejadas como la bahía de Paracas.

La propagación de *C. filiformis*, al formar grandes praderas monoespecíficas, puede tener graves repercusiones en la estructura y diversidad de las comunidades de macroalgas



(Cummings y Williamson 2008). Por otro lado, la presencia de vegetación, con el consecuente aumento de complejidad del hábitat, permite una mayor abundancia y diversidad de especies de animales (Heck et al., Everett, Bolonia y Heck, Frost et al., Sfriso et al., citados por Sánchez-Moyano y García-Asencio 2009). Asimismo, el ciclo de crecimiento vegetativo anual del *Caulerpa* provoca variaciones de la estructura del hábitat en una pequeña escala espacio-temporal, que a su vez influye en la dinámica de la comunidad animal asociada (Sánchez-Moyano y García-Asencio 2009).

En ese sentido, presente investigación se propuso evaluar el comportamiento de la especie introducida *Caulerpa filiformis*, en dos localidades de la bahía de Paracas: un área marina protegida (Reserva Nacional de Paracas) y un área urbana (Santo Domingo y El Chaco); así como la respuesta de los organismos macrobentónicos asociados (fauna epibentónica y macroalgas), durante el periodo de noviembre del 2012 hasta diciembre del 2013. De este modo, se plantearon las siguientes hipótesis:

1. Las características físicas del hábitat, como tipo de sustrato y calidad del ambiente marino, influyen en la abundancia y propagación de *C. filiformis*.
2. La estructura y dinámica comunitaria del macrobentos asociado a *C. filiformis* (fauna epibentónica y macroalgas) difieren según las características físicas del hábitat.
3. La dinámica comunitaria del macrobentos asociado a *C. filiformis* varía en función a la abundancia y propagación de *C. filiformis*.

Se desarrollaron los siguientes objetivos específicos:

1. Evaluar y comparar las variaciones temporales de biomasa y cobertura de *C. filiformis* en ambas localidades.
2. Evaluar y comparar la estructura y dinámica comunitaria de fauna epibentónica (en términos de densidad) y macroalgas (en términos de biomasa), asociadas a *C. filiformis*, en ambas localidades.
3. Determinar si la dinámica de las comunidades de macrobentos (epifauna y macroalgas) se correlacionan con las variaciones de biomasa y cobertura de *C. filiformis*, en ambas localidades.

## **II. REVISION DE LITERATURA**

### **2.1. Invasiones biológicas**

Entre las amenazas a la biodiversidad y a la conservación de los ecosistemas y sus servicios ambientales, las invasiones biológicas, junto con la destrucción del hábitat, representan los factores de riesgo más significativos, más extendidos y de mayor impacto. Aunque no todas las introducciones resultan viables, el número actual de especies introducidas establecidas sobrepasa por mucho la tasa natural de invasión, entendida como la migración de nuevas especies a las comunidades locales (Miller *et al.*, citados por Aguirre *et al.* 2009). Las especies exóticas invasoras que se han establecido son aquellas introducidas en un ecosistema fuera de su área de distribución natural y cuyas características les confieren la capacidad de colonizar, establecerse y seguir causando daños al ambiente. El impacto de las especies exóticas invasoras sobre los ecosistemas es inmenso. Su repercusión va más allá del daño a la biodiversidad. A menudo las invasiones implican pérdidas económicas cuantiosas y problemas sanitarios severos, por lo que se vuelven una amenaza directa para el bienestar humano. Estas especies, por la frecuencia e intensidad de los disturbios que ocasionan, alteran los ciclos biogeoquímicos, la estructura de los niveles tróficos y actúan como competidores, depredadores, parásitos o patógenos de las especies nativas, condicionando su supervivencia (Goldburg y Triplett, citados por Aguirre *et al.* 2009). Adicionalmente, la degradación de los ecosistemas vuelve a las especies nativas y a sus hábitats más vulnerables a los efectos de las especies invasoras (Aguirre *et al.* 2009).

### **2.2. Definición de especies exóticas invasoras**

La Unión internacional para la conservación de la naturaleza (IUCN) define a una especie exótica invasora (EEI) como “una especie exótica que se establece en un ecosistema o hábitat natural o semi-natural; es un agente de cambio y amenaza la diversidad biológica nativa” (UICN 2017).

Según el Programa mundial de especies invasoras (GISP) “una especie exótica invasora es aquella que ha sido introducida por la actividad humana en una nueva área geográfica o ecosistema fuera de su rango de distribución natural y que luego se ha establecido y propagado amenazando ecosistemas, hábitats y/u otras especies y que tiene el potencial para causar daños económicos y/o ambientales o a la salud humana” (GISP 2008).

La Convención sobre Diversidad Biológica define las especies exóticas como aquellas especies, subespecies o taxa inferiores introducidas fuera de su ámbito natural, presente o pasado (incluyendo cualquier parte del organismo como gametos, semillas, huevos o propágulos que pueden sobrevivir y reproducirse); ya sea de manera intencional o accidental. Cuando estas especies se establecen y reproducen forman nuevas poblaciones en el área y se convierten en las llamadas especies establecidas. Estas a su vez pueden convertirse en especies invasoras o plagas al desplazar especies nativas, creando desequilibrios ecológicos, provocando la extinción de especies nativas y alterando la estructura genética de las poblaciones naturales por formar híbridos con las formas nativas (Pascual y Orensanz, citados por Gracia *et al.* 2011). Asimismo pueden actuar como depredadores voraces, monopolizar recursos de energía, superar a las especies endémicas, introducir patógenos y parásitos (DeFelice *et al.*, Coles y Eldredge, citados por Gracia *et al.* 2011) que finalmente pueden transmitirse a los humanos a través de la cadena alimentaria o por la exposición directa (Coles y Eldredge, citados por Gracia *et al.* 2011).

Se conoce que muchas especies invasoras son prolíficas, de alta movilidad, competitivas y generalistas que pueden prosperar en diferentes ambientes (especialmente aquellos alterados por el hombre) tales como monocultivos, zonas periurbanas, islas oceánicas y otros ecosistemas simples o perturbados con poca competencia (Gollasch y Leppäkoski, Darrigan y Danborenea, citados por Gracia *et al.* 2011).

El grado en que el hábitat es modificado por los seres humanos, la capacidad competitiva de los invasores y la respuesta de los enemigos naturales al invasor, probablemente sean determinantes importantes del éxito en la fase de establecimiento (Keane y Crawley, citados por Davis *et al.* 2005).

### **2.3. Especies exóticas invasoras en el ambiente marino**

En ambientes marinos y costeros, las especies invasoras han sido identificadas como una de las cuatro mayores amenazas para los océanos del mundo junto con las fuentes terrestres de contaminación marina, la sobreexplotación de los recursos marinos vivos, y la alteración física o destrucción de hábitats marinos (GISP 2008).

Las especies invasoras marinas afectan a la biodiversidad desplazando a las especies nativas, alterando la estructura de la comunidad, las redes tróficas y los procesos ecológicos. Han sido documentadas en la mayoría (84%) de las 232 ecorregiones marinas del mundo, con niveles particularmente altos de invasión en el norte de California, las islas Hawaianas, el mar del norte y el Mediterráneo oriental. Las especies invasoras también afectan a la pesca comercial, incluida la maricultura y otras industrias basadas en recursos naturales, con graves consecuencias económicas para las comunidades que dependen de ellas (GISP 2008).

### **2.4. Algas marinas introducidas**

Las algas marinas introducidas representan uno de los grupos más grandes de los organismos marinos exóticos en Europa, y constituyen entre el 20 y el 29% de todas las especies marinas exóticas (Schaffelke *et al.*, citados por Bosch 2017). Las algas marinas son los principales productores primarios en las zonas costeras y son extremadamente importantes para los ecosistemas costeros al sostener una alta biodiversidad mediante la estructuración de hábitats complejos para las especies asociadas. La sustitución a gran escala de las algas nativas dominantes con especies exóticas alterará la productividad costera y la estructura de la red alimentaria y, por lo tanto, afectará los servicios de los ecosistemas. Sólo unos pocos estudios de impacto sobre las algas marinas invasivas se han realizado en todo el mundo, y estos han detectado una serie de efectos ecológicos negativos, siendo la reducción de la abundancia de la biota nativa la más frecuente (Williams y Smith, citados por Bosch 2017). Actualmente se sabe muy poco acerca de cómo la variación de temperatura influye en la relación entre las algas exóticas y las nativas. Sin embargo, estudios previos han demostrado que la temperatura es un parámetro clave para la distribución de algunas algas invasoras (Nejrup *et al.*, Samperio-Ramos *et al.*, Cecere *et al.*, citados por Bosch 2017).

Las especies se introducen involuntariamente (por ejemplo, transporte marítimo) o intencionalmente (por ejemplo, acuicultura) (Gollasch, citado por Bosch 2017). El tráfico de

barcos y la acuicultura, en particular la importación de ostras de Asia, han sido identificados como los vectores más importantes para las algas introducidas en Europa (Mineur *et al.*, citados por Bosch 2017). Sin embargo, es probable que existan otros vectores significativos (Bosch 2017).

## **2.5. Especies invasoras en el Perú**

En el Perú, en el año 2013, se han detectado 162 especies invasoras, de ellas, se identificó que 37 requieren de atención inmediata o de mediano plazo, como la liebre europea (*Lepus europaeus*) y el tamarisco (*Tamarix spp.*). Del total de especies invasoras identificadas para el país, el 17 % son especies nativas que han sido introducidas en hábitats fuera de su área de distribución natural (MINAM 2014a).

Al problema de introducción de especies invasoras que afectan a la diversidad biológica se han sumado, en la última década, nuevas amenazas derivadas del cambio climático y el creciente aumento de actividades ilícitas como la minería ilegal, la sobreexplotación de ciertas especies para los mercados emergentes, la transformación de suelos para monocultivos a gran escala y cultivos ilícitos, y el peligro de introducción de organismos vivos modificados (MINAM 2014b).

### **2.5.1. Especies invasoras en ambientes acuáticos del Perú**

La presencia de especies introducidas e invasoras es un tema común para las tres cuencas hidrográficas y definitivamente contribuye al deterioro de la biodiversidad por competencia, depredación directa y alteración de los ambientes acuáticos, porque las formas más resistentes se instalan y se hacen dominantes. De esta manera, en evaluaciones realizadas en la costa peruana se pudo confirmar la presencia de peces de las familias Poeciliidae (*Poecilia* y *Gambusia*) y Cichlidae (*Oreochromis* y *Tilapia*); mientras que en la sierra están las familias Salmonidae (*Oncorhynchus* - trucha) y Atherinopsidae (*Odonthestes* - pejerrey). En la selva de la región San Martín se encuentran los peces cíclicos mencionados para la costa; mientras que en la selva de los departamentos de Junín, Huánuco y Ucayali se ha reportado *Poecilia reticulata* (MINAM 2014a).

Según el Quinto Informe Nacional ante el Convenio sobre la Diversidad Biológica (años 2010-2013), la introducción de especies invasoras está dentro de los 6 principales tipos de

amenazas para la biodiversidad del mar peruano, incluyendo: la sobre explotación; la contaminación; el cambio de uso, destrucción o degradación del hábitat; el cambio climático y los eventos de El Niño; y, los impactos inducidos por otras actividades humanas (transporte, turismo, exploración sísmica, explotación petrolera). Las malas prácticas de pesca, el cambio climático y los eventos de El Niño son los que afectan más a los ecosistemas marino costeros; seguido de la contaminación y degradación costera, que son más importantes para los manglares, humedales costeros y la zona intermareal (MINAM 2014a). Si bien en el pasado hubieron algunos intentos fallidos de introducir el cultivo de algunas especies exóticas en algunos ecosistemas marino costeros, en la actualidad no tienen mayor significancia, excepto para el caso del alga *Caulerpa filiformis*, identificada en la Bahía de Paracas (SERNANP, Ramírez y Cano, citados por MINAM 2014a).

## **2.6. El género *Caulerpa***

El género *Caulerpa* (familia Caulerpaceae) está conformado por algas verdes (Chlorophyta) cenocíticas que desarrollan praderas sobre fondos arenosos y fangosos litorales, en ocasiones, ocupados previamente por angiospermas marinas. Las praderas de *Caulerpa* están formadas por clones que se inician a partir del asentamiento en el sustrato de un cigoto o fragmento de talo, el cual, desarrolla un cuerpo vegetativo que consta de un eje principal reptante fijado en el sustrato mediante rizoides del que surgen frondes fotosintéticos. Presentan una estructura cenocítica o sifonal, es decir, cada clon de *Caulerpa* está formado por una única célula multinucleada que contiene entre una y varias vacuolas y una capa fina periférica de protoplasma. Las *Caulerpales* presentan un rápido crecimiento, favorecido, por las altas temperaturas estivales (Terrados y Ros 1995, citados por Box 2008).

La base de datos de AlgaeBase contabiliza 382 nombres de especies e infraespecies, de las cuales 97 están taxonómicamente aceptadas actualmente (Guiry y Guiry 2017). El género tiene una distribución pan-tropical/pan-subtropical con la riqueza más alta de especies al sur de Australia (Guiry y Guiry 2017); unas pocas especies están presentes en aguas templadas incluyendo las dos especies autóctonas Mediterráneas *C. prolifera* (Forsskål) J.V. Lamouroux, y *C. ollivieri* Dostál (UNEP/IUCN/GIS Posidonie, citado por Schembri *et al.* 2015).

En el Mediterráneo, *Caulerpa* se hizo muy notoria cuando en 1984, la especie foránea *Caulerpa taxifolia* (Vahl) C. Agardh se reportó en las aguas costeras de Mónaco, aparentemente producto de un escape del acuario del Museo oceanográfico local (Meinesz y Hesse, Jousson *et al.*, citados por Schembri *et al.* 2015). En Mónaco, esta cepa de acuario, que posteriormente demostró ser genéticamente diferente del ancestral tipo silvestre autóctono del noreste de Australia (Meusnier *et al.*, citados por Schembri *et al.* 2015), se expandió hacia el oeste (Francia, España e islas Baleares) y hacia el este (Italia y Croacia), así como hacia el sur de Túnez (Meinesz *et al.*, citados por Schembri *et al.* 2015). Dramáticamente, apodada por los medios como el “alga asesina” debido a su naturaleza invasiva y por la preocupación sobre su potencial de desplazamiento o degradación de las especies autóctonas del Mediterráneo, especialmente el pasto marino (Boudouresque *et al.*, citados por Schembri *et al.* 2015), esta especie ha generado tanto interés público sobre el impacto de las especies foráneas en los ecosistemas autóctonos, como interés en la investigación científica sobre su origen, ecología e impacto, así como sobre los métodos de control. Paradójicamente, la expansión de una segunda especie introducida de *Caulerpa* a inicios de la década de 1990, *Caulerpa racemosa* (Forrskål) J. Agardh, no generó mucho interés público aunque era aún más invasiva que *C. taxifolia*, y se expandía mucho más lejos y más rápido, y tenía tanto o más potencial de impacto ambiental (Verlaque *et al.*, Piazzini *et al.*, Klein y Verlaque, Boudouresque *et al.*, citados por Schembri *et al.* 2015).

Otras dos especies foráneas de *Caulerpa* han sido reportadas en el Mediterráneo: *Caulerpa mexicana* Sonder ex Kützing, limitada a las costas de Israel, Líbano, Siria y Turquía; y *C. scalpelliformis* (Brown ex Turner) C. Agardh, con una distribución similar pero también con registros aislados de Egipto y Turquía (Ukabi *et al.*, citados por Schembri *et al.* 2015).

## **2.7. La especie *Caulerpa filiformis***

*Caulerpa filiformis* (Suhr) Hering es una macroalga marina perteneciente a la familia Caulerpaceae (Chlorophyta). *C. filiformis* se encuentra en Sudáfrica, Mozambique, New South Wales (Australia) e Indonesia (Guiry y Guiry 2017). En Australia, está listada como una especie invasora por las pesquerías de New South Wales (Pollard y Pethebridge, citados por Khou *et al.* 2007), debido a su rápido incremento en abundancia a lo largo de las comunidades de algas del submareal somero en el Sureste de Australia. *C. filiformis* comparte muchas de las características del ciclo de vida, referentes a la reproducción y

dispersión, con otras especies invasoras de la familia Caulerpaceae (Smith y Walters, citados por Cummings y Williamson 2008), tales como *C. taxifolia* y *C. racemosa*.

### 2.7.1. Clasificación taxonómica (Guiry y Guiry 2017):

<b>Imperio</b>	:	Eukaryota
<b>Reino</b>	:	Plantae
<b>Subreino</b>	:	Viridiaeplantae
<b>Infrareino</b>	:	Infrareino Chlorophyta
<b>Phylum</b>	:	Chlorophyta
<b>Subphylum</b>	:	Chlorophytina
<b>Clase</b>	:	Ulvophyceae
<b>Orden</b>	:	Bryopsidales
<b>Familia</b>	:	Caulerpaceae
<b>Género</b>	:	Caulerpa
<b>Especie</b>	:	<i>Caulerpa filiformis</i> (Suhr) Hering (1841).

### 2.7.2. Descripción morfológica

La organización vegetativa de *Caulerpa filiformis* constituye un cenocito multi-nucleado que no tiene compartimentalización interna pero compensa la ruptura del talo con una rápida cicatrización (Khou *et al.* 2007). Los ejemplares de esta especie alcanzan hasta 30 cm de altura, lucen un color verde brillante intenso; morfológicamente están diferenciadas en una porción rizoidal ramificada y otra rizomatosa cilíndrica de 5 a 15 cm de largo, 1 a 2 mm de diámetro externamente anillada, a partir de esta se originan las frondas erguidas, planas, lineales, comprimidas, ramificadas dicotómicamente, más abundantes en la parte media que en la distal, de ancho uniforme (0.5 cm), ápice redondeado y de base más o menos cilíndrica (Dawson *et al.* 1964, Acleto 1973, Acleto 1986).

Los componentes morfológicos de esta especie podrían estar estructuralmente dispuestos para la fragmentación, como por ejemplo, las secciones estrechas de la estructura anillada en la base de las frondas (Khou *et al.* 2007), como se muestra en la Figura 1.



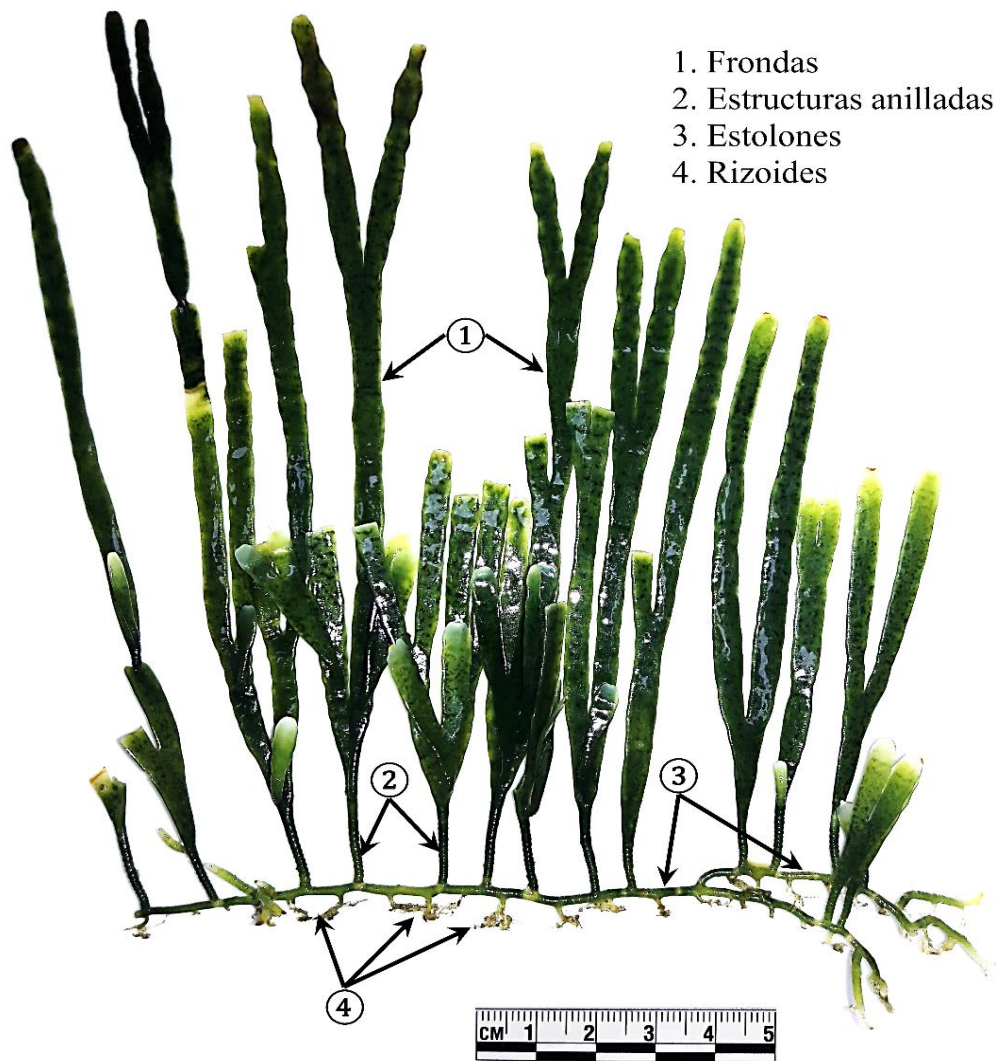


Figura 1: Componentes morfológicos de *Caulerpa filiformis*.

### 2.7.3. Hábitat

*Caulerpa filiformis* está asociada a hábitats intermareales y submareales someros de orillas rocosas y también se puede presentar en sedimentos arenosos (Coppejans *et al.*, citados por Glasby *et al.* 2015), posiblemente creciendo a profundidades de hasta 25 metros en algunas localidades (Ramírez y Santelices 1991).

En New South Wales, Australia, *C. filiformis* es predominantemente submareal siendo encontrada a lo largo de tramos de costa donde hay una mezcla de arrecifes rocosos y playas arenosas. Se cree que los movimientos de arena podrían facilitar el incremento de su abundancia (Glasby *et al.* 2015).

Su gran abundancia se debe al tipo de reproducción (asexual) del género, que posee un crecimiento vegetativo muy activo por estolones, desarrollando rizoides, los cuales se fijan muy bien a diferentes tipos de sustratos, ya sea blandos como arena consolidada fina y sustratos duros. Además, cuando el alga es arrancada cada uno de los fragmentos puede re-adherirse al sustrato y regenerar en una nueva planta (Acleto, com. pers.). Esta característica ha contribuido a que esta Familia sea la máxima representante de la lista de algas marinas invasoras (Williams y Smith, citados por Glasby *et al.* 2015).

En la costa norte del Perú *C. filiformis* se encuentra habitando los fondos submareales someros formando parches sobre sustrato arenoso o areno fangoso, y a su vez sirve de refugio a especies de peces como *Hippocampus ingens* “caballito de mar” que se sujetan de sus talos (IMARPE 2007a).

#### **2.7.4. Distribución de *Caulerpa filiformis* en el Perú**

En el Perú, la ubicación geográfica de *C. filiformis* fue reportada por primera vez por Howe (1914) en la costa norte, siendo descrita para las islas Lobos de Afuera, frente a Lambayeque; y, posteriormente reportada porACLETO (1986) en diversas localidades de la costa de Piura. Desde el primer hallazgo de *C. filiformis*, su rango de distribución en la costa norte del Perú (islas Lobos de Afuera y Piura) se mantuvo durante más de 90 años a temperaturas entre 17,5°C a 24°C (Acosta y Vargas 2012).

Actualmente, esta especie ha sido reportada en la costa central del Perú, extendiendo su distribución hacia el sur a Bahía Samanco y Bahía Tortugas en Ancash; Pucusana en Lima; Pisco (Acosta y Vargas 2012) y Paracas (Laguna Grande) en Ica (IMARPE 2016). Acosta y Vargas (2012) detallaron parte de esta distribución en las siguientes colecciones:

- Piura, Puerto de Paita (Acleto, C.: N° 984, 1220; Acosta, J.: N° 338), Caleta Tortugas (Acosta, J.: N° 1400), Bahía de Sechura, Playa Matocaballo (Acleto, C.: N° 1446, Acosta, J.: N° 401, N° 1398), Playa Constante (Acosta, J.: N° 1395), Caleta de Parachique (Acosta, J.: N° 739, N° 1255), localidad de Bayóvar, Playa Lamas (Acosta, J.: N° 936, N° 1256); Provincia de Talara, Caleta de Máncora (Acosta, J.: N° 120; Revilla, E. s/n).
- Islas Lobos de Afuera (Coker, R.: N° 124,146; Rodríguez, A s/núm.).

- Ancash, Localidad de Chimbote, Bahía Tortugas (Acosta, J.: N° 1416).
- Lima, Caleta de Pucusana (Acosta, J.: N° 1419).
- Ica, Localidad de Pisco, Muelle El Chaco (Aguilar, F. s/núm.).

De esta manera, el actual límite sur de la distribución de *C. filiformis* se encuentra ahora a más de 1000 km de su hábitat original. Claramente, la expansión de *C. filiformis* se ha visto acelerada en los últimos 10 años, si atendemos la cronología de los hallazgos registrados en diferentes localidades de la costa peruana (Figura 2):

- 1914, Isla Lobos de Afuera (Howe, 1914; Dawson *et al.*, 1964).
- 1986, Piura: Máncora, Paita, Bahía de Sechura (Acleto, 1986).
- 2005, Isla Lobos de Tierra (IMARPE, 2005a).
- 2005, Ancash: Bahía Tortugas (IMARPE, 2005b).
- 2007, Tumbes: Punta Mero, Punta Sal Grande (IMARPE, 2007a).
- 2010, Lima: Caleta de Pucusana (Observación personal).
- 2010, Ica: Bahía Paracas, Playa Santo Domingo (Observación personal).
- 2011, Ica: Bahía Paracas, Muelle El Chaco y Playa Atenas (Observación personal).
- 2015, Ica: Pisco Playa, Muelle Fiscal (Observación personal).
- 2016, Ancash: Bahía Samanco (Observación personal)
- 2016, Ica: Laguna grande, playa Rancherío (IMARPE 2016).

Asimismo, se observa una expansión, aunque más corta, hacia el norte (Tumbes) (IMARPE, 2007a); sin embargo, la ocurrencia de *C. filiformis* en esta localidad, podría haber pasado desapercibida durante mucho más tiempo.

Por otro lado, *C. filiformis* no presenta una distribución continua hacia el sur, y se ha observado que su propagación ha sido facilitada por actividades de acuicultura y transporte del bivalvo *Argopecten purpuratus* (concha de abanico). De esta manera, comparando con la distribución de los principales lugares de producción de *A. purpuratus* (ver Mendo *et al.* 2008 y 2016); todos los nuevos hábitats de colonización de *C. filiformis*, coinciden con importantes zonas de cultivo y/o bancos naturales de *A. purpuratus* en la costa peruana (Figura 2).

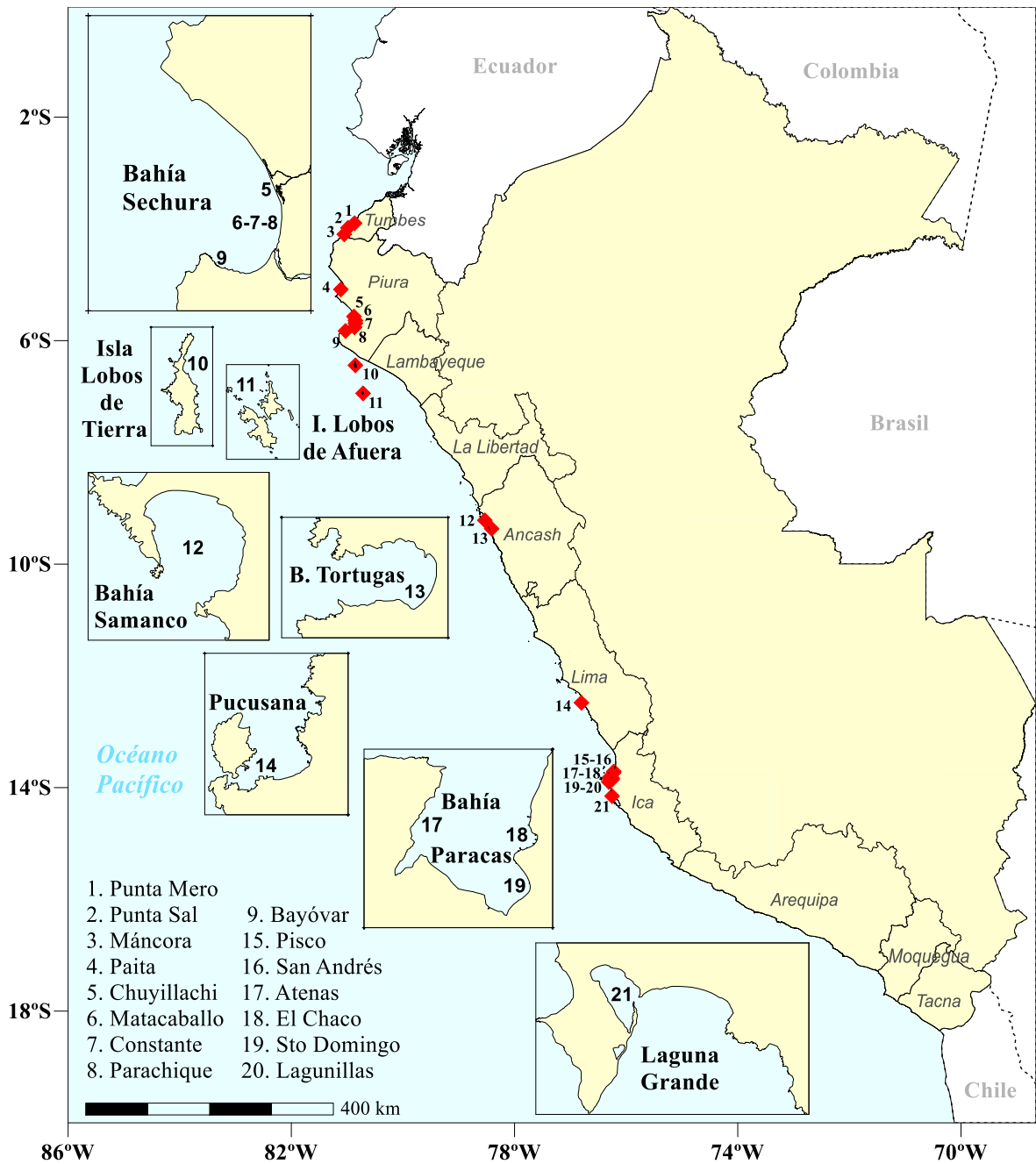


Figura 2: Mapa de distribución actual de *Caulerpa filiformis* en la costa peruana. Las principales praderas se encuentran en bahías protegidas donde se cultiva concha de abanico.

Así, la introducción de *C. filiformis* en Bahía Paracas se debe al transporte de semilla de *A. purpuratus* procedente de áreas de repoblamiento (cultivo de fondo) de la Bahía de Sechura, donde *C. filiformis* tiene una amplia distribución y una gran importancia en el asentamiento de las semillas de concha de abanico (IMARPE 2007b) y que también se adhiere sobre las valvas de este molusco (obs. personal).

Finalmente, *C. filiformis* ya ha sido reconocida como una especie exótica invasora en la Bahía de Paracas (MINAM 2014, RAMSAR 2015), que está desplazando territorialmente a las especies endémicas (MINAM 2014).

### **2.7.5. Distribución de *Caulerpa filiformis* en el mundo**

A nivel mundial, *C. filiformis* presenta la siguiente distribución:

- América del Sur: Perú (Acleto 1973, Ramírez y Santelices 1991).
- México: Campeche (Apartado 1999).
- África: Mozambique (Silva *et al.*, citados por Guiry y Guiry 2017), Sudáfrica (Silva *et al.*, Stegenga *et al.*, Coppejans *et al.*, citados por Guiry y Guiry 2017, Sauvage *et al.* 2013).
- Asia: Mar del Sur de China (Phang *et al.* 2016).
- Sudeste de Asia: Indonesia (Atmadja y Prud'homme van Reine, citados por Guiry y Guiry 2017).
- Australia y Nueva Zelanda: Australia (Famà *et al.* 2002), New South Wales (Millar y Kraft, citados por Guiry y Guiry 2017, Zuccarello *et al.* 2009).

### **2.7.6. Propagación e impactos de *Caulerpa filiformis* en otras partes del mundo**

Tradicionalmente, *Caulerpa filiformis* era considerada como una especie endémica de Sudáfrica y subsecuentemente introducida en Australia (Pollard y Pethebridge citados por Cummings y Williamson, 2008). No obstante, la investigación genética de variación intraespecífica y biogeografía de *Caulerpa filiformis* sugiere que la población australiana no es introducida de la población sudafricana (Pillmann *et al.* 1997), aunque este tema aún no está resuelto (Davis *et al.* 2005).

En 1834, *C. filiformis* fue registrada por primera vez en varias localidades que abarcaban más de 1200 km de la costa Sudafricana (Pillman *et al.* 1997). En 1927 fue reportada en Australia, en Botany Bay y Port Jackson (Lucas, citado por Zhang *et al.* 2014), aunque su distribución se consideraba limitada a un rango de 260 km de Port Stephens a Wollongong (Edgar, citado por Zhang *et al.* 2014). La supuesta proliferación de *C. filiformis* dentro de Australia se observó por primera vez durante la década de 1970 (May 1976). Más

recientemente, se han registrado poblaciones en localidades tan distantes como Ballina, a 350 km al norte de su límite norte previamente reportado (Glasby *et al.* 2015).

En New South Wales, Australia, la pérdida de macrofitas formadoras de hábitat parece coincidir con la expansión de *C. filiformis* (Coleman *et al.*, citados por Zhang *et al.* 2014). Una vez establecida, *C. filiformis* podría afectar también la salud de los competidores e interactuar con ellos vía alelopatía, competencia por recursos o alterando los procesos abióticos (Levine, 2003; citado por Zhang *et al.* 2014) contribuyendo así a su propia expansión e incremento de sus impactos (Zhang *et al.* 2014). Así, la propagación de *C. filiformis* en nuevos hábitats colonizados, podría estar reemplazando especies que se han perdido al ocupar nuevos espacios creados. La expansión de *C. filiformis* podría tener serias implicancias en la estructura y diversidad de las comunidades costeras cercanas a la orilla porque *C. filiformis* puede formar grandes praderas monoespecíficas (Zhang *et al.* 2014), se defiende químicamente y es de sabor desagradable para varios herbívoros, y estructuralmente es más simple que las especies comunes de macroalgas co-habitantes (Cummings y Williamson, 2008).

## **2.8. La bahía Paracas**

La Bahía Paracas se encuentra ubicada en el Distrito de Paracas de la Provincia de Pisco, Región Ica, entre los paralelos 13°47'48,5" y 13°51'58,0", limita por el norte con la Bahía Pisco y por el sur con la península de Paracas, tiene una extensión aproximada del borde costero de 24 km. Se encuentra dividida por el límite norte de la Reserva Nacional de Paracas (creada mediante el D.S. 1281-75-AG, del 25/09/1975).

Su borde costero se caracteriza por la presencia de humedales reconocidos por la Convención Relativa de Humedales de Importancia Internacional, especialmente como Hábitat de Aves Acuáticas (RAMSAR 2017). La bahía de Paracas está conformada por playa Santo Domingo, La Aguada, Cangrejal, Cequiún y playa Atenas (IMARPE, 2010).

### **2.8.1. Características físicas**

#### **a. Batimetría y sustrato**

La Bahía Paracas presenta una profundidad máxima aproximada de 14 m frente al puerto San Martín; sin embargo, la mayor parte de la bahía presenta una gran extensión de área

bastante somera, con una profundidad media de 4 metros. La calidad textural del sedimento en Bahía Paracas está representada por fango (limo y arcilla), grava y arena (IMARPE, 2010).

### **b. Mareas y Corrientes**

Las mareas son del tipo semidiurno, con amplitudes promedio del orden de los 0.58m. En la zona litoral de Pisco - Paracas, la distribución de las corrientes superficiales presentan direcciones variables, con predominancia de la dirección sur, especialmente frente a desembocadura del río Pisco y Punta Paracas. En la bahía de Paracas, existe una alta variabilidad en el comportamiento de los flujos, los más débiles están en la zona central y sureste de la bahía (Santo Domingo y El Chaco), y los más intensos se ubican adyacentes a la zona industrial pesquera, Punta San Martín y Playa Atenas (IMARPE 2010).

### **c. Temperatura del mar**

En la bahía Paracas, durante el período 2000-2010, la temperatura superficial del mar fluctuó de 13.6°C a 27.7°C frente a Atenas, mientras que frente a El Chaco la variación fue de 14.1°C a 27.9°C. En general, la TSM promedio al interior de la bahía Paracas fue 19.6°C. Mientras que la temperatura de fondo varió de 12.3°C a 24.2°C frente a Atenas, y fluctuó de 13°C a 26.5°C frente a El Chaco; presentando un promedio general de 16.7°C (Jacinto 2014).

### **2.8.2. Comunidades de fauna macrobentónica en la bahía de Paracas**

La bahía de Paracas evidencia una gran heterogeneidad de comunidades bentónicas que caracterizan diferentes hábitats. En un estudio realizado por IMARPE (2010) se reportó un buen equilibrio entre la distribución de las especies y sus densidades con ciertas dominancias muy específicas para determinadas especies. Se registraron altas biomásas para los grupos Polychaeta, Crustacea y Echinodermata indicando una comunidad saludable, sin evidencias de estrés (IMARPE 2010).

De esta manera, se registraron un total de 43 taxa para la macrofauna, distribuidos en 5 grandes grupos: 23 pertenecientes a la Clase Polychaeta (Phylum Annelida), 11 a la Clase Crustacea (Phylum Arthropoda), 05 a Mollusca, 01 a Nemertinea, 01 a Echinodermata y 02 a otros grupos, como Platyhelminthes y Actiniaria. La mayor dominancia numérica fue reportada para los grupos Polychaeta (47.5%) y Crustacea (44.2%) destacando los poliquetos

*Diopatra chilensis* y *Onuphis sp.*, y los crustáceos Tanaidacea y Ostracoda. En general, el rango de densidad varió de 20 ind.m<sup>-2</sup> (11 metros de profundidad) a 16280 ind.m<sup>-2</sup> (3.5 metros de profundidad) (IMARPE 2010).

En biomasa, en cambio, los Polychaeta tuvieron el mayor aporte con 49,7% del total, destacando las especies *Diopatra chilensis*, *Lumbrineris sp.* y *Onuphis sp.* Mientras que los Nemertinea alcanzaron un 17% y los Echinodermata un 16,8%. En general, la biomasa varió de 5.22 g.m<sup>-2</sup> (11 metros de profundidad) a 914.93 g.m<sup>-2</sup> (9 metros de profundidad) (IMARPE 2010).

Por otro lado, los poliquetos *Diopatra chilensis* y *Lumbrineris sp.* estuvieron ampliamente distribuidos en la bahía constituyéndose en especies muy frecuentes y abundantes. Mientras que especies como el cangrejito *Eurypanopeus transversus* y los Nemertinea fueron también frecuentes pero con menor abundancia. Finalmente, los poliquetos *Glycera americana*, *Gyptis sp.* y Polynoidae mostraron abundancias y frecuencias intermedias (IMARPE 2010).

Sin embargo, en otro estudio realizado en playa Atenas, durante septiembre del 2004 a agosto 2005, Ibarra (2015) registró un total de 46584 individuos repartidos en 52 especies de la epifauna macrobentónica, siendo los grupos taxonómicos con mayor número de especies los crustáceos (36.5 %) y los moluscos (32.7 %). Los cirrípedos presentaron los valores más altos de densidad (60.3 ind.m<sup>-2</sup>), mientras que las especies, *Argopecten purpuratus* y *Crepipatella dilatata* presentaron los valores más altos en biomasa (34.6 y 20.6 g.m<sup>-2</sup> respectivamente). Tanto la densidad como la biomasa promedio, se incrementaron de primavera a invierno, siendo este significativo en las estaciones de orilla y a tres metros de profundidad. La comunidad bentónica de Atenas mostró una estructura menos diversa en los meses fríos de invierno, y una estructura con mayor equidad y diversidad a mayor profundidad. La asociación entre especies se dio principalmente por el tipo de sustrato, asociado en cierta medida a la densidad de valvas de *Argopecten purpuratus*. La estructura de la comunidad bentónica de Atenas se encontró influenciada principalmente por la concentración de nutrientes y en menor medida por la temperatura y el oxígeno disuelto (Ibarra 2015).



### 2.8.3. Comunidades de macroalgas en la bahía de Paracas

En un estudio desarrollado en las playas de Atenas y Cangrejal en la Bahía de Paracas, Gil-Kodaka *et al.* (2000) reportaron un total de 25 especies de macroalgas. La distribución de macroalgas en la bahía estaba limitada por la profundidad y más allá de los 5 metros no se registraron biomásas significativas de macroalgas debido al tipo de sustrato areno-fangoso (Gil-Kodaka *et al.* 2000).

En playa Cangrejal, Gil-Kodaka *et al.* (2000) reportaron biomásas promedio de macroalgas totales de hasta 5000 g.m<sup>-2</sup>, siendo *Gracilariopsis lemaneiformis* la especie dominante con biomásas máximas de 1700 g.m<sup>-2</sup>; sin embargo, la extensión de su pradera era pequeña y por lo tanto su biomasa total no fue considerable. El sustrato de esta playa estuvo representado en su mayor parte por zonas de fango, con poliquetos o pequeñas piedras utilizadas como sustrato de fijación de macroalgas (Gil-Kodaka *et al.* 2000).

En playa Atenas, en cambio, Villacorta (2006) encontró un total de 34 especies de macroalgas con una predominancia de la división Rhodophyta. La mayor abundancia de macroalgas fue registrada a 3 metros de profundidad, mientras que en la zona intermareal se presentaron los mayores valores de diversidad, riqueza y equidad. Las especies dominantes en el intermareal fueron *Ulva costata*, *Enteromorpha intestinalis* y *Chondracanthus chamissoi*; mientras que en el submareal, dominaron *Chondracanthus chamissoi*, *Codium peruvianum* y *Ulva papenfussi*. El máximo número de especies fue 21 y se reportó en diciembre y agosto; mientras que la máxima biomasa alcanzó 919.89 g.m<sup>-2</sup> en febrero (Villacorta 2006).

Asimismo, Villacorta (2006) señala que playa Atenas es una comunidad perturbada en la que unas cuantas especies han colonizado el hábitat pero que la exclusión competitiva aún no había tenido lugar, permitiendo la existencia de gran cantidad de especies menores. Por otro lado, la estructura de la comunidad de Playa Atenas está determinada por la temperatura del agua, la luminosidad y la concentración de nitratos, mientras que las asociaciones entre especies están dadas básicamente por la estrategia de vida propia de cada especie, ya sea oportunista o perenne (Villacorta 2006).

### III. MATERIALES Y METODOS

#### 3.1. Lugar y ubicación del área de estudio

Esta investigación fue llevada a cabo en dos lugares de la Bahía de Paracas, la primera área comprendió playa Atenas y parte del Cequión, y por encontrarse dentro de los límites de la Reserva Nacional de Paracas fue denominada como “*área marina protegida*”. La segunda área abarcó las localidades de Santo Domingo y El Chaco, y por encontrarse dentro de una zona residencial y turística fue denominada como “*área urbana*”. Estas dos áreas se escogieron porque en observaciones preliminares se identificó la presencia del alga *Caulerpa filiformis* formando praderas uniformes de gran abundancia (Figura 3).

El *área marina protegida* abarcó desde el extremo norte de playa Atenas 13°48'35.33" L.S., 76°17'37.25" L.W. hasta el ingreso al Cequión (Punta Tiburón y Disco verde) 13°50'9.57" L.S. 76°18'22.94" L.W. Mientras que el *área urbana* comprendió desde límite norte de la localidad de El Chaco 13°49'26.40" L.S., 76°15'5.38" L.W. hasta el límite sur de playa Santo Domingo 13°51'25.09" L.S., 76°15'21.60" L.W., colindando con la playa La Aguada. Batimétricamente, siguiendo la distribución de *C. filiformis*, el rango de profundidad en ambas localidades estuvo entre 1 y 4 metros (Figura 3).

#### 3.2. Diseño del muestreo y trabajo en campo

El periodo de muestreo fue desarrollado durante un año y con frecuencia mensual, con la finalidad de estudiar las variaciones de la comunidad macrobentónica en función a los cambios ambientales estacionales (primavera, verano, otoño, invierno). Este periodo comprendió desde noviembre del 2012 hasta diciembre del 2013.

Los muestreos fueron realizados siguiendo un diseño completamente al azar, estableciendo una grilla en cada área de muestreo (*área marina protegida* y *área urbana*) teniendo en cuenta la distribución espacial (longitudinal y batimétrica) de *Caulerpa filiformis* (Figura 3).

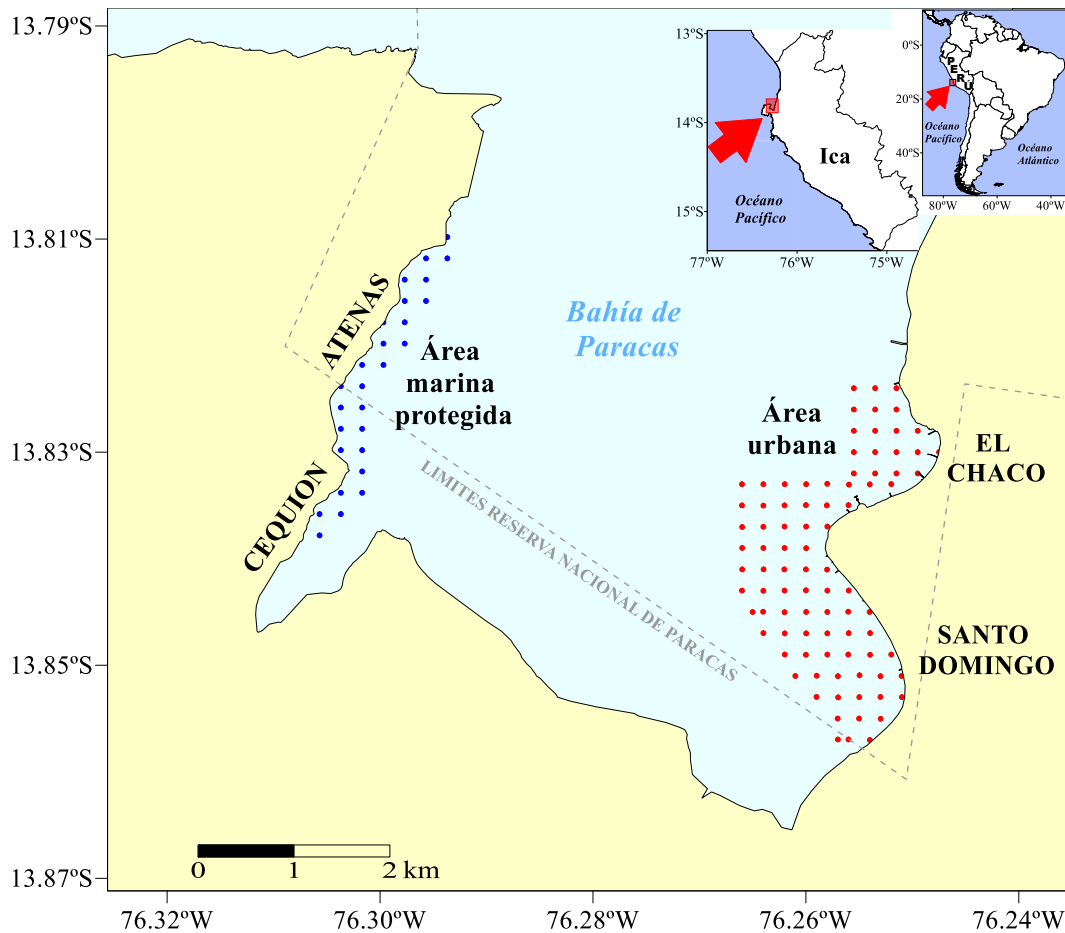


Figura 3: Localidades escogidas y áreas de muestreo en la Bahía de Paracas. Las áreas punteadas son las grillas de donde se tomaron 8 puntos al azar.

Puesto que en la localidad de Atenas - Cequiún, la batimetría es mucho más pronunciada que en Santo Domingo - El Chaco, la extensión de la grilla en el *área marina protegida* fue menor que en el *área urbana*, tomando en cuenta el rango de profundidad en que se distribuía *C. filiformis* de 1 hasta 4 metros (Figura 3). No obstante, en ambas localidades, las grillas cubrieron la mayor extensión posible en función a la distribución de *C. filiformis*. Cada punto de la grilla estuvo separado de los otros una distancia aproximada de 220 metros.

En total se registraron 8 réplicas para cada área de evaluación, de modo que cada punto de la grilla se consideró como una repetición en sí misma.

La toma de muestras se realizó a bordo de una embarcación con motor fuera de borda de 20 HP. La unidad muestral para estimar la abundancia de fauna epibentónica y biomasa de *C. filiformis* y otras macroalgas fue un marco metálico de 0.0625 m<sup>2</sup> (0.25m x 0.25m) de área, el cual era lanzado desde la embarcación, para luego proceder a recoger, mediante buceo en

apnea, todo lo que se encontró dentro de la unidad muestral y sobre la superficie del fondo marino (epibentos), empleando para ello una bolsa de red de 1mm de diámetro de malla. Una vez en la embarcación, el contenido de las muestras se guardó en bolsas plásticas previamente rotuladas con el código del área y la réplica correspondiente. Asimismo, las muestras fueron preservadas con solución de formalina al 5% y almacenadas en una hielera (cooler) para su transporte al laboratorio.

Por otro lado, la unidad muestral para estimar la cobertura de *C. filiformis* fue un marco metálico de 1 m<sup>2</sup> de área y reticulado con 100 puntos distribuidos uniformemente (Sutherland, 1974). Al igual que en el caso anterior, el cuadrado era lanzado desde la embarcación y se procedió a contabilizar el número de puntos ocupados por *C. filiformis* dentro de dicho cuadrado, a través de buceo en apnea. Los valores de cobertura fueron registrados in situ empleando un tablero de acrílico y un lápiz. En total se registraron 8 réplicas de cobertura para cada área de evaluación.

Adicionalmente, se determinó la composición del tipo de sedimento anotando las características del fondo marino por simple inspección visual directa. También se tomaron datos de profundidad usando un profundímetro digital marca HawkEye (hand held depth finder).

Finalmente, los promedios mensuales de temperatura superficial del mar, durante el periodo evaluado, fueron facilitados por el Laboratorio costero de IMARPE – Pisco para las localidades de Atenas y Santo Domingo en la bahía de Paracas.

### **3.3. Análisis de laboratorio**

Las especies de macroinvertebrados bentónicos fueron enviadas para su análisis al Laboratorio de Biología y Sistemática de Invertebrados Marinos (LABSIM) de la Universidad Nacional Mayor de San Marcos. El análisis consistió en la identificación de especímenes hasta la categoría taxonómica más baja posible y el registro de datos de densidad específica o número de individuos de cada especie por metro cuadrado.

Los especímenes de macroalgas fueron analizados por cuenta propia hasta llegar al nivel taxonómico más bajo posible. De esta manera, las muestras fueron colocadas sobre una

bandeja, lavadas con agua potable, limpiadas removiendo cualquier epífita y separadas por especie con unas pinzas. Luego, se registraron datos de biomasa por especie, expresado en gramos de peso húmedo por metro cuadrado, utilizando una balanza digital de 0.1 gramos de precisión. Para la identificación de macroalgas se emplearon las siguientes claves taxonómicas: *The seaweeds of Peru* (Dawson *et al.* 1964); *Las algas marinas del Perú* (Acleto 1973); *Algas marinas del Perú de importancia económica* (Acleto 1986); *Flora marina de Chile Central* (Hoffmann y Santelices 1997); e *Introducción a las algas* (Acleto y Zúñiga 1998). Asimismo, se hizo uso de recursos en línea, consultando las páginas web de Algaebase (<http://www.algaebase.org>) y Macroalgal Herbarium Portal (<http://www.macroalgae.org>).

### **3.4. Análisis estadístico**

Para probar si existían diferencias en la distribución de los tipos de sedimentos entre ambas localidades evaluadas (*área marina protegida* y *área urbana*) se usó un PERMANOVA (Análisis de varianza multivariado permutatorio) (Anderson, 2001) con ayuda del programa PAST (PAleontological STatistics) (Hammer *et al.* 2001) versión 3.16.

Para verificar si existían diferencias de biomasa y cobertura de *Caulerpa filiformis* entre ambas localidades evaluadas, se empleó un PERMANOVA de 2 vías, que consideró como primer factor el lugar de evaluación (2 niveles: *área marina protegida* y *área urbana*) y como segundo factor la fecha de muestreo (10 niveles). Los análisis se llevaron a cabo con el programa PAST versión 3.16.

Por otro lado, se analizó la estructura comunitaria en ambas áreas de evaluación, utilizando tablas y gráficas en la hoja de cálculo de Excel. De este proceso, se determinaron las especies más importantes que caracterizaron a cada área de evaluación, a través de la abundancia, biomasa, dominancia e índice de frecuencia. La abundancia (N) fue determinada como la densidad promedio por especie de fauna epibentónica, durante todo el periodo evaluado; mientras que la biomasa (B) estuvo referida a la biomasa promedio por especie de macroalga, durante todo el periodo evaluado. La dominancia (D) o abundancia relativa, fue calculada dividiendo el número de individuos (o biomasa) de una especie particular entre el número total de individuos (o biomasa total) y expresada en porcentaje. El índice de frecuencia fue

calculado como el porcentaje de fechas muestreadas, es decir, cuantas veces una especie particular estuvo presente con relación a todo el periodo de muestreo.

Para determinar si existían diferencias en las variables descriptoras de la comunidad macrobentónica (densidad total de fauna epibentónica, biomasa total de macroalgas, número de especies, diversidad de Shannon y equidad de Pielou) entre ambas localidades de evaluación, se empleó un PERMANOVA de 2 vías, considerando como primer factor el lugar de evaluación con 2 niveles: *área marina protegida* y *área urbana*; y, como segundo factor la fecha de muestreo con 10 niveles. Los análisis se llevaron a cabo con el programa PAST versión 3.16.

Para analizar las diferencias en la composición de especies de la comunidad macrobentónica entre el *área marina protegida* y el *área urbana*, se desarrollaron análisis multivariados a partir de los datos de densidad (fauna epibentónica) o biomasa (macroalgas) de especies, según el caso, agrupados por localidad evaluada y por fecha. Los datos fueron previamente transformados a raíz cuarta para tener en cuenta la contribución de las especies dominantes. De esta manera, se construyó una matriz triangular ordenada, usando el algoritmo de similitud de Bray-Curtis. Se obtuvo una representación de los resultados con un dendograma de similitud Cluster. Las diferencias entre las localidades evaluadas fueron probadas con un análisis de similitud (ANOSIM) (Clarke y Warwick 2001). Para analizar la contribución más alta de las especies de la comunidad macrobentónica (fauna y macroalgas) a la disimilitud entre grupos y/o áreas de evaluación, se aplicó la prueba de porcentajes de similitud (SIMPER) (Clarke y Warwick 2001). Todos estos análisis fueron llevados a cabo usando el programa PRIMER-E (Multivariate statistics for ecologists) versión 5 (Clarke y Gorley 2001).

La densidad total de fauna epibentónica, biomasa total de macroalgas, número de especies, índice de diversidad de Shannon ( $H'$ ) e índice de equidad de Pielou ( $J'$ ) fueron calculados para cada muestra aplicando la rutina DIVERSE del PRIMER (v.5).

Para examinar las relaciones entre las variables descriptoras de la comunidad macrobentónica (macrofauna y macroalgas) con la biomasa y cobertura de *Caulerpa filiformis*, se ensayaron correlaciones de Spearman usando el programa InfoStat (Di Rienzo *et al.* 2016).

## IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### 4.1. Caracterización del hábitat

#### 4.1.1. Composición del sustrato en las áreas de evaluación

Los hábitats de las localidades evaluadas mostraron diferencias en cuanto a la composición del sustrato. Así, en el *área marina protegida* (Atenas–Cequión), el sustrato estuvo conformado principalmente por fango, gravilla, arena media y grava; mientras que en el *área urbana* (Santo Domingo-El Chaco) estuvo compuesto en su mayoría por fango, arena media y arena fina (Cuadro 1 y Figura 4). Asimismo, un PERMANOVA comprobó la existencia de diferencias significativas muy altas (número de permutaciones usadas = 9999, nivel de significancia  $p = 0.001$ ) en la distribución de los tipos de sedimentos entre ambas localidades evaluadas.

**Cuadro 1: Distribución de los tipos de sedimentos bajo las praderas de *Caulerpa filiformis* en cada localidad evaluada.**

Tipo de sedimento	Área marina protegida		Tipo de sedimento	Área urbana	
	Frecuencia	Acumulado		Frecuencia	Acumulado
Fango	28.1%		Fango	41.0%	
Gravilla	20.0%	48.1%	Arena media	25.0%	66.0%
Arena media	15.1%	63.2%	Arena fina	14.1%	80.1%
Grava	13.5%	76.8%	Conchuela	5.1%	85.3%
Conchuela	5.9%	82.7%	Arena gruesa	4.5%	89.7%
Canto rodado	5.9%	88.6%	Conchilla	3.2%	92.9%
Arcilla compactada	5.4%	94.1%	Gravilla	3.2%	96.2%
Arena fina	2.7%	96.8%	Canto rodado	3.2%	99.4%
Arena gruesa	2.2%	98.9%	Grava	0.6%	100.0%
Roca	1.1%	100.0%			

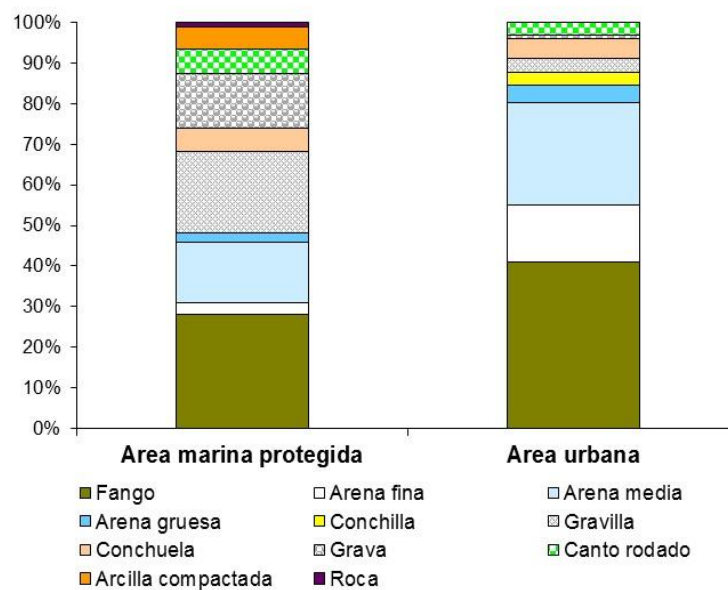


Figura 4: Características del tipo de sustrato en las localidades de muestreo ocupadas por *Caulerpa filiformis*.

Estos hallazgos concuerdan con otros estudios sedimentológicos desarrollados en la Bahía de Paracas (Velazco y Solís 2000; IMARPE, 2010). La configuración geomorfológica de la bahía de Paracas limita la acción de las corrientes y el oleaje, condicionando un régimen hidrodinámico poco intenso. Estos factores favorecen el transporte y el asentamiento de materiales de grano muy fino como limos y arcillas (fango) hacia el centro de la bahía, permitiendo la acumulación de materia orgánica debido a la escasa circulación en el fondo y a los procesos más lentos de oxidación. Estos sedimentos pueden ser de origen terrígeno (minerales, fragmentos de roca, etc.) biogénico (alta productividad biológica en la columna de agua) y antropogénico (desechos industriales pesqueros y urbanos). Sin embargo, en zonas cercanas a la línea de costa, predominan los sedimentos arenosos donde los valores de materia orgánica son más bajos, debido a que el régimen hidrodinámico es más intenso y la presencia de oxígeno es mayor, permitiendo la mineralización de la materia orgánica (Velazco y Solís 2000; Solís e Inca 2000).

De acuerdo a esto, la mayor proporción de sedimentos de grano muy fino registrados frente a El Chaco y Santo Domingo indicarían un mayor contenido de materia orgánica de origen antropogénico (contaminantes) con respecto a Atenas donde los sedimentos son de arena gruesa, fragmentos de roca, restos de conchilla y presencia de conchas de abanico (Velazco y Solís 2000). Asimismo, la tendencia de las corrientes (superficial y de fondo) hacia el sur



con flujos de salida por Punta Pejerrey, hacen que la bahía se convierta en receptora de la carga contaminante proveniente del norte (Jacinto *et al.* 1996).

#### 4.1.2. Temperatura superficial del mar

Los registros de Temperatura superficial del mar (TSM) presentaron un promedio más alto en el área urbana (18.6°C) con relación al área marina protegida (17°C); sin embargo, en ambas localidades, los valores más altos fueron reportados en febrero del 2013, con 23.5°C y 23.8°C; mientras que los mínimos ocurrieron en octubre del 2013, con 14.9°C y 16.7°C para el área marina protegida y el área urbana, respectivamente (Figura 5).

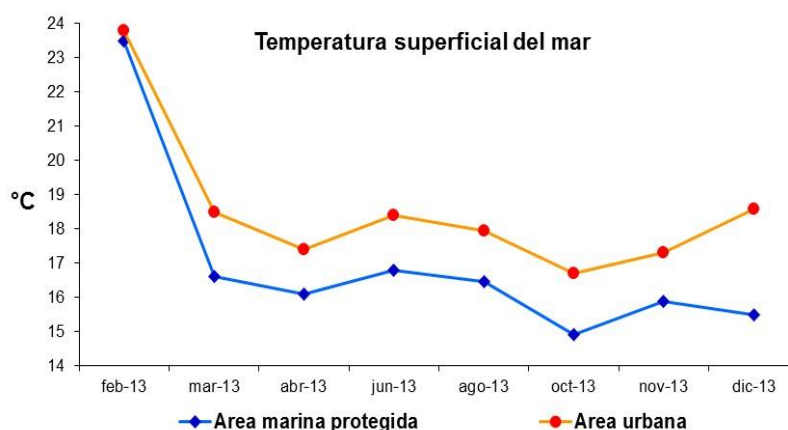


Figura 5: Comparación de la TSM entre ambas localidades evaluadas. (FUENTE: Laboratorio costero IMARPE-Pisco).

Es importante señalar que el 2013 fue un año frío ya que se detectó el fenómeno de La Niña, que alcanzó la categoría de “fría fuerte” durante los meses de mayo a julio (CENEPRED 2013). Esta sería la razón por la cual las variaciones de la TSM mostraron una tendencia decreciente (Figura 5).

#### 4.2. Variaciones de la biomasa y cobertura de *Caulerpa filiformis*

En el área marina protegida los promedios de biomasa de *Caulerpa filiformis* evidenciaron una tendencia ascendente durante el periodo evaluado, partiendo con una biomasa mínima de 261.2 gramos por metro cuadrado ( $\text{g.m}^{-2}$ ) en noviembre del 2012 hasta alcanzar una máxima de 5255.6  $\text{g.m}^{-2}$  en agosto del 2013; luego se observó una disminución importante hacia noviembre del 2013 con 2931.7  $\text{g.m}^{-2}$ . Finalmente se registró un nuevo incremento de 4852.4  $\text{g.m}^{-2}$  en diciembre del 2013 (Figura 6A).

En contraste, en el área urbana la biomasa promedio de *C. filiformis* no presentó una tendencia estacional clara. Así, se registró un importante incremento entre noviembre y diciembre del 2012, alcanzando un valor máximo de 4705.4 g.m<sup>-2</sup>. A continuación se reportaron decrementos hasta llegar a un mínimo de 1739.8 g.m<sup>-2</sup> en marzo del 2013. Luego, nuevos incrementos entre marzo y agosto del 2013 hasta 3440.3 g.m<sup>-2</sup>. Finalmente, la biomasa tendió a estabilizarse alrededor de 3290 g.m<sup>-2</sup> entre agosto y diciembre del 2013 (Figura 6B).

La cobertura en el área marina protegida, presentó una tendencia ascendente mucho más clara que la biomasa, partiendo de 9.3% a 23.4% entre noviembre y diciembre del 2012. Sin embargo, se reportó una disminución hasta un mínimo de 9.0% en febrero del 2013. A continuación, nuevos incrementos hacia abril con 33.5%, seguido por un ligero decremento de 24.2% en junio. Finalmente se observaron sucesivos incrementos hasta un máximo de 57.5% en diciembre del 2013 (Figura 6C).

Mientras que en el área urbana, la cobertura no registró una tendencia estacional clara, disminuyendo de 60.7% hasta un mínimo de 31.2% entre noviembre del 2012 y febrero del 2013. Después, se observó un patrón ascendente desde febrero hasta agosto del 2013, momento en que se reportó una cobertura máxima de 76.5%. A continuación, la cobertura disminuyó a 47.6% en octubre y aumentó a 64% en noviembre, permaneciendo en ese valor hasta diciembre del 2013 (Figura 6D).

Un PERMANOVA de dos vías demostró que existieron diferencias significativas entre ambas localidades evaluadas (número de permutaciones usadas = 9999), tanto para la biomasa como para la cobertura de *C. filiformis*. De esta manera, el área urbana presentó los promedios de biomasa ( $3225.5 \pm 234.1$  g.m<sup>-2</sup>) y cobertura ( $54.8 \pm 4.4\%$ ) más altos con respecto al área marina protegida ( $2503.0 \pm 308.3$  g.m<sup>-2</sup> y  $27.6 \pm 3.4\%$ , respectivamente). En ningún caso se encontraron diferencias significativas para la interacción entre el lugar y fecha de muestreo (Cuadro 2).

Por tanto, en el área marina protegida el valor más bajo de cobertura coincidió con la TSM más alta durante el verano (febrero del 2013), mientras que la máxima biomasa de *C. filiformis* ocurrió en invierno (agosto del 2013); Asimismo, se observó una relación inversa entre la TSM y la cobertura de *C. filiformis* (rho de Spearman = -0.83, p = 0.027). En el área

urbana, en cambio, se detectó cierta relación directa entre la TSM y la biomasa, aunque solo de manera gráfica, puesto que la TSM más alta se correspondió con valores de biomasa altos. En contraste, la cobertura máxima fue registrada en invierno (agosto del 2013). Finalmente, la TSM más baja (octubre del 2013) se correspondió con valores medios de biomasa y cobertura, en ambas localidades.

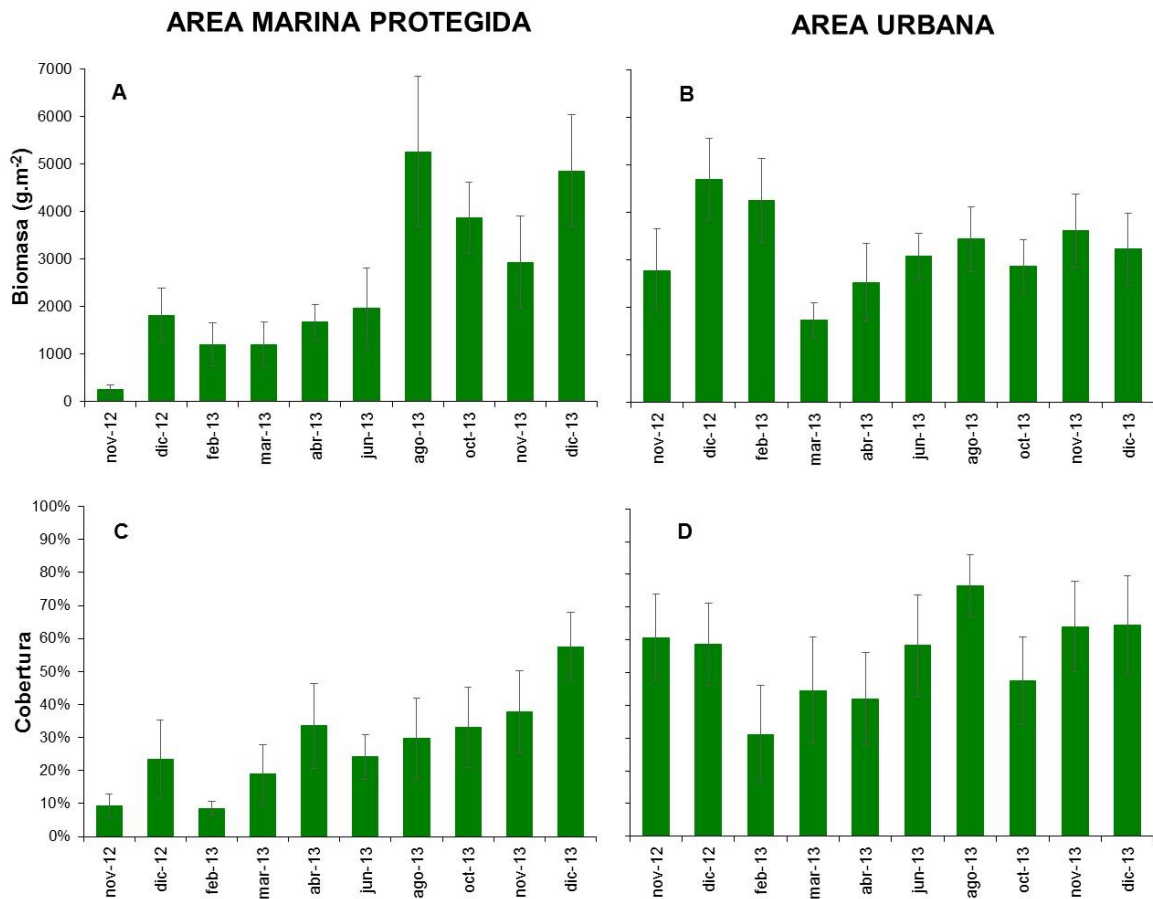


Figura 6: Biomasa y cobertura de *Caulerpa filiformis* en ambas localidades evaluadas.

**Cuadro 2: PERMANOVA de dos vías para biomasa y cobertura de *Caulerpa filiformis*.**

Fuente de variación	g.l.	Biomasa	Cobertura
		Cuadrados medios	Cuadrados medios
Lugar	1	1.3362***	2.2471***
Fecha	9	0.34472**	0.3051
Interacción (Lugar*Fecha)	9	0.24817	0.21623
Residual	140	0.15852	0.23124
Total	159		

\* significa  $p < 0.05$ , \*\* significa  $p < 0.01$  y \*\*\* significa  $p < 0.001$ .

Las especies de *Caulerpa* (*C. racemosa*, *C. prolifera*, *C. taxifolia*) presentan un ciclo de crecimiento dependiente de la temperatura del agua, con mayores biomásas durante el verano y una disminución considerable durante el invierno (Thibaut *et al.* 2004, Ruitton *et al.* 2005, Box 2008, Sánchez-Moyano y García-Asencio 2009, Vásquez-Luis *et al.* 2009, Sánchez-Moyano *et al.* 2007, 2009). En las islas Baleares, Box (2008) encontró que *Caulerpa taxifolia* y *C. racemosa* mostraron variaciones temporales de biomasa con valores máximos en el verano del 2003 y el verano-otoño del 2004.

Sin embargo, en el área de Atenas-Cequión, la aparente ausencia de estacionalidad de *Caulerpa filiformis*, y el incremento constante de biomasa y cobertura durante el 2013, nos estaría indicando un avance en la propagación de la especie dentro del *área marina protegida*. Este resultado es interesante porque, en teoría, las áreas marinas protegidas deberían salvaguardar la biodiversidad a través del aumento de la resiliencia de los ecosistemas locales, porque se supone que poseen mayor estabilidad y resistencia a amenazas tales como las especies invasoras, en comparación con las comunidades perturbadas (Case, Stachowicz *et al.*, Occhipinti-Ambrogi y Savini, citados por Edgar *et al.* 2007). No obstante, las áreas marinas protegidas que están diseñadas principalmente para regular las actividades pesqueras, son en gran medida ineficaces en el manejo de las perturbaciones terrestres (por ejemplo, efluentes, desagües, descarga de ríos) y la propagación de especies invasoras (Parravicini *et al.* 2013).

En un estudio llevado a cabo en el golfo de Tigullio (Italia), el establecimiento de un área marina protegida en 1998 y la implementación de los lugares de importancia comunitaria fueron ineficaces para revertir la tendencia hacia el deterioro de las comunidades. El hallazgo del alga exótica *Caulerpa racemosa* en 2008 constituyó una señal adicional de alteración. Así, Parravicini *et al.* (2013) sugieren un cambio secuencial de la comunidad bajo la influencia combinada de la presión humana y las especies invasoras. Las comunidades de arrecifes están pasando de un estado dominado por algas formadoras de dosel a uno dominado por algas tipo césped, y luego a un estado dominado por *C. racemosa*. Esta trayectoria hacia el deterioro de los ecosistemas no se ha visto obstaculizada por las medidas de protección (Parravicini *et al.* 2013).

Asimismo, en otro estudio desarrollado por Burfeind *et al.* (2013), mostraron indicios de que las reservas marinas no resisten a las especies invasoras, ni tampoco la implementación de

una reserva reduce la persistencia de las especies invasoras existentes. En efecto, las reservas parecen tener poca influencia sobre las especies invasoras, ya que en siete de 13 casos analizados, las reservas marinas no mostraron ningún efecto de protección. En las áreas donde las reservas se establecieron después de la introducción de las especies invasoras, hubo más casos donde las especies invasoras se desarrollaron mejor dentro de las reservas, ya que los mismos factores que promueven la abundancia de especies nativas podrían también haber ayudado a las especies invasoras (Burfeind *et al.* 2013).

En el *área marina protegida*, los valores muy bajos de biomasa y cobertura registrados durante los meses de primavera del 2012 y verano del 2013, estarían relacionados con las actividades de cultivo de *Argopecten purpuratus*, puesto que el exceso de macroalgas es removido antes de la siembra (cultivo de fondo) y esto ocurre antes de un verano muy cálido como el que se registró en febrero del 2013. En efecto, en playa Atenas, el cultivo del bivalvo *A. purpuratus* tiene un efecto regenerador de los nutrientes en el medio, debido a la transferencia de fósforo no digerido al sedimento en forma de heces (De la Cadena 2005). Las altas densidades de bivalvos en la acuicultura pueden ejercer un control "top-down" sobre la producción primaria mediante la alimentación, al tiempo que influyen en los efectos locales "bottom-up" sobre la producción mejorando el reciclaje de nutrientes (Kautsky y Wallentinus 1980, Newell *et al.* 2005, De la Cadena 2005, Murphy *et al.* 2015). Así, los bivalvos pueden disminuir o aumentar la eutrofización localizada, dependiendo de las condiciones ambientales y de las prácticas de cultivo específicas (Murphy *et al.* 2015).

En el mar Báltico, Kautsky y Wallentinus (1980) demostraron que la liberación de nutrientes (fósforo y nitrógeno), por las excretas de los Mitílidos, excede a la demanda de las algas bentónicas, y explica porque el máximo crecimiento de estas algas ocurre después de las floraciones fitoplanctónicas de primavera, cuando las condiciones de luz son favorables pero los nutrientes de la columna del agua están agotados (Kautsky y Wallentinus 1980). En Chesapeake Bay, los cultivos de almejas suministran nitrógeno en exceso a las macroalgas, lo que sugiere que el reciclaje de nitrógeno en el bentos es suficiente para sostener la producción de macroalgas. Sin embargo, el cultivo de almejas puede influir localmente en la eutrofización, incrementando de la producción de macroalgas debido al aumento del reciclaje de nutrientes bentónicos (Murphy *et al.* 2015).

Por su parte, en el *área urbana*, *C. filiformis* mostró una tendencia estacional poco relacionada con fluctuaciones de la TSM, registrando valores máximos de biomasa y cobertura durante los meses de verano e invierno, respectivamente. Aunque no se detectaron diferencias significativas entre los promedios de biomasa ni de cobertura ( $p > 0.05$ ) durante todo el periodo evaluado. En general, la mayor abundancia de *C. filiformis* en el *área urbana*, con respecto al *área marina protegida*, hacen suponer que se trata de una pradera más estable con una dominancia mayor; probablemente debido a que el establecimiento de *C. filiformis* en el *área urbana* fue anterior que en el *área marina protegida* (Observación personal).

De este modo, en los ecosistemas costeros, la urbanización genera diversas fuentes de perturbación tales como las aguas de escorrentía contaminadas, los vertederos históricos de aguas residuales y la sedimentación, que pueden alterar la estructura de la comunidad de macrofitas, eliminando a las dominantes e inhibir su éxito de reclutamiento (Littler *et al.*, Irving y Connell, Airoidi y Cinelli, Devanny y Vorse, Seapy y Littler, Coleman *et al.*, Doblin y Clayton, Borowitzka, citados por Zhang *et al.* 2014). Sin embargo, las especies de *Caulerpa* pueden proliferar en tales condiciones (Lapointe y Bedford 2010, Gennaro y Piazzzi 2011). Zhang *et al.* (2014) consideran que la propagación de *C. filiformis* puede tener graves repercusiones en la estructura y diversidad de las comunidades costeras, ya que *C. filiformis* puede formar grandes praderas monoespecíficas y es estructuralmente más simple que las especies de macroalgas con las que co-habita (Cummings y Williamson 2008).

Así, las características del hábitat juegan un rol importante en el establecimiento y propagación de *C. filiformis*. En la bahía de Paracas, la predominancia de sustrato blando (arena y fango) y la contaminación de los sedimentos por materia orgánica, procedente de aguas residuales domésticas e industriales (Mayo 1987, Maldonado 1988, Jacinto *et al.* 1996a, 1996b, Solís 2000, Velasco y Solís 2000, IMARPE 2010, Lomovasky *et al.* 2011, Jacinto 2014), dan como resultado una menor abundancia y diversidad de otras macroalgas (Piazzzi *et al.* 2001, Piazzzi *et al.* 2005, Vázquez-Luis *et al.* 2009, Gennaro y Piazzzi 2011), lo que supone una mayor disponibilidad de espacio para ser colonizado por *C. filiformis* que se adaptaría mejor a estas condiciones. Asimismo, se observó una relación entre la cantidad de arena total y la abundancia de *C. filiformis* en la bahía de Paracas, como lo demuestran los siguientes gráficos de dispersión (Figura 7).

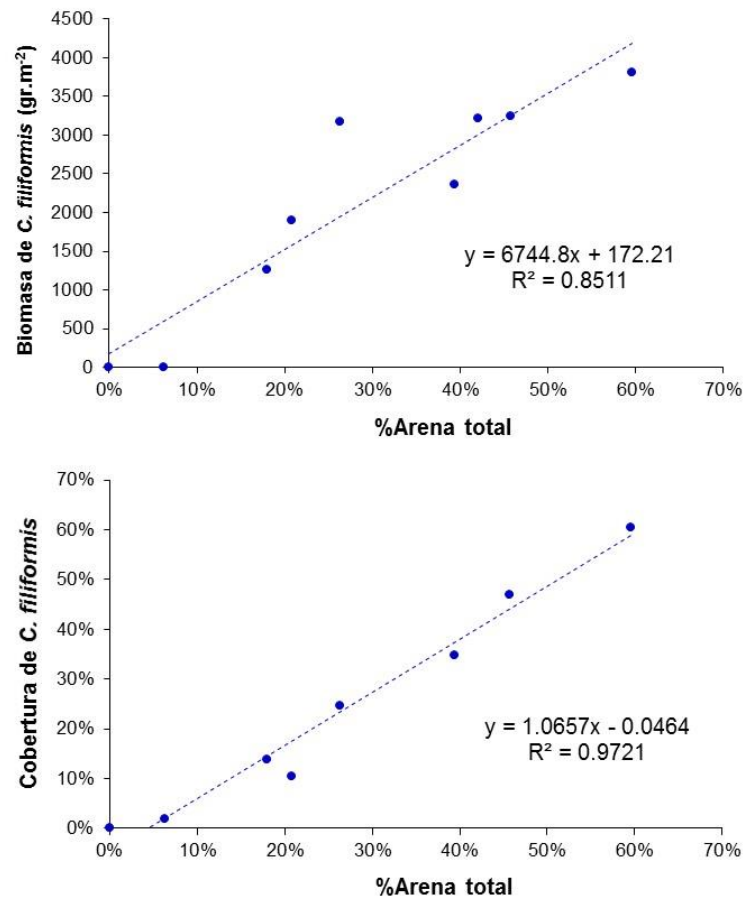


Figura 7: Gráficos de dispersión entre el porcentaje de arena total y biomasa y cobertura de *C. filiformis* en la bahía de Paracas.

En los arrecifes del intermareal inferior en New South Wales (Australia), Zhang *et al.* (2014) afirman que *C. filiformis* es más tolerante a la arena que *Sargassum* spp. y está positivamente asociada con la arena en Sudáfrica (Leliaert *et al.* 2000). Perturbaciones tales como movimientos de arena y tormentas generan fragmentos vegetativos (propágulos) de *C. filiformis* (Khou *et al.*, 2007) y crean espacio en arrecifes rocosos que pueden ser colonizados rápidamente por estos propágulos (Zhang *et al.*, 2014). Littler *et al.* citados por Zhang *et al.* (2014) concluyeron que el arenamiento de las plataformas intermareales rocosas favorece a las especies oportunistas y tolerantes al enterramiento, y *C. filiformis* tiene ambas características. A diferencia de otras macroalgas, las especies de *Caulerpa* pueden absorber los nutrientes del sedimento a través de los rizoides (Williams, Chisholm *et al.*, citados por Zhang *et al.* 2014), lo que podría ayudar a explicar la aparente dominancia de *C. filiformis* en hábitats arenosos. Además, los arenamientos también podrían tener efectos positivos indirectos sobre *C. filiformis* limitando la herbivoría (D'Antonio, citado por Zhang *et al.* 2014). A pesar de producir metabolitos secundarios potencialmente tóxicos, hay evidencia

de que *C. filiformis* es pastoreada por una variedad de especies, aunque tal vez menos que las macroalgas con las que co-habita (Davis *et al.*, 2005; Cummings y Williamson, 2008).

En la bahía de Paracas, la actividad pesquera genera un ingreso permanente de materia orgánica (Cabello *et al.* 2002, De la Cadena 2005). Lomovasky *et al.* (2011) observaron que esta entrada de materia orgánica no cambió después del tsunami (octubre de 2007); sin embargo, se registró una mayor proporción de limo. Los sedimentos de tamaño de grano más pequeño fueron producidos por un aumento de la fracción de arcilla, que a su vez coincidieron con las cantidades más altas de materia orgánica registradas en junio del 2007 (Lomovasky *et al.* 2011). Además, el flujo lento de las corrientes y las bajas profundidades de la bahía de Paracas (Mayo 1987, Maldonado 1988, Solís e Inca 2000, IMARPE 2010, Jacinto 2014), particularmente en el área urbana (Santo Domingo-El Chaco), propician incrementos significativos de la TSM. Una de las características de la Bahía de Paracas es el hecho que en el lado norte suelen presentarse fluctuaciones de temperatura superficial así como la presencia permanente de una lengua de agua cálida pegada a la costa (Jacinto *et al.* 1996b) con incrementos de más de 3°C en comparación a las aguas fuera de las 4 millas de la costa (Jacinto *et al.* 1996a). Esta tendencia de acumular aguas de mayores temperaturas a lo largo de la costa meridional es una característica poco común en las costas del Perú en donde la tendencia es la presencia de aguas frías a lo largo del litoral por la dinámica resurgente de media escala en las costas (Carbonel 2013).

Por otro lado, en este estudio se comprobó que en la bahía de Paracas, *C. filiformis* se desarrolla en un rango de TSM de 17°C a 18.6°C, correspondientes a los promedios de TSM de Atenas y Santo Domingo, respectivamente; resultado que contrasta con Glasby *et al.* (2015) quienes afirman que en el Perú, el rango de TSM para *C. filiformis* es de 19°C a 20.5°C.

#### **4.3. Estructura comunitaria de la fauna epibentónica asociada a las praderas de *Caulerpa filiformis***

Considerando las dos áreas evaluadas de la bahía de Paracas, se registró un total de 5635.2 ± 416.8 individuos por metro cuadrado (ind.m<sup>-2</sup>), repartidos en 172 taxa y distribuidos en 10 Phyla (Annelida, Arthropoda, Chordata, Cnidaria, Echinodermata, Mollusca, Nemertea, Platyhelminthes, Porifera y Sipuncula). Los grupos numéricamente más abundantes fueron



Crustacea ( $3667.9 \pm 395.5 \text{ ind.m}^{-2}$ ) Polychaeta ( $1607.8 \pm 164.7 \text{ ind.m}^{-2}$ ) y Mollusca ( $256.7 \pm 45.0 \text{ ind.m}^{-2}$ ); mientras que las demás categorías taxonómicas sumaron un total de  $102.9 \pm 22.1 \text{ ind.m}^{-2}$ . Sin embargo, el grupo con mayor número de especies fue Polychaeta con 64 especies, seguido por Mollusca con 50 especies, y Crustacea con 46 especies. Los demás grupos sumaron 12 especies (Figura 8).

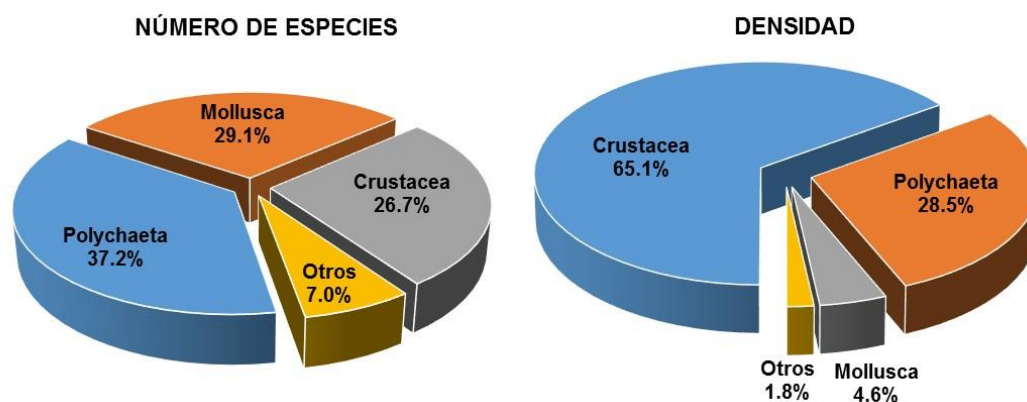


Figura 8: Número total de especies y densidad por grupos taxonómicos en ambas áreas evaluadas en la bahía de Paracas.

#### 4.3.1. Área marina protegida

En el área marina protegida se registró una densidad promedio de  $6003.9 \pm 631.9$  individuos por metro cuadrado ( $\text{ind.m}^{-2}$ ) pertenecientes a 117 taxa, de los cuales, el grupo Polychaeta reportó la mayor contribución específica con 39 especies, seguido de Crustacea (compuesto principalmente por Decapoda, Amphipoda y Cirripedia) con 33 especies, y Mollusca (Gastropoda y Bivalvia) también con 33 especies; mientras que los demás grupos taxonómicos (Chordata, Cnidaria, Echinodermata, Platyhelminthes, Porifera y Nemertea) aportaron con un total de 12 especies. Sin embargo, en términos de abundancia, los Crustacea registraron la mayor densidad promedio con  $4127.8 \pm 616.9 \text{ ind.m}^{-2}$ , seguido de Polychaeta ( $1495.1 \pm 231.5 \text{ ind.m}^{-2}$ ) y Mollusca ( $330.2 \pm 72.9 \text{ ind.m}^{-2}$ ); en cambio, los otros grupos taxonómicos presentaron una densidad promedio de  $45.6 \pm 11.1 \text{ ind.m}^{-2}$  (Figura 9).

Diez especies fueron dominantes (Dominancia  $\geq 1\%$ ), de las cuales, las más abundantes fueron *Pseudonereis gallapagensis*, *Elasmopus sp.* y *Caprella scaura* (Anexo 1). Las especies más frecuentes fueron *Eurypanopeus transversus*, *Balanus laevis* y *Crepidatella dilatata* que estuvieron presentes durante todo el periodo de muestreo; *Semimytilus algosus* y *Trochita trochiformis* tuvieron una frecuencia del 90% de los muestreos, mientras que

*Pseudonereis gallapagensis* se reportó en 70% de los muestreos (Anexo 1). La similitud interna de la comunidad de fauna epibentónica en el área marina protegida fue 25.82% y las especies con la contribución más alta (hasta 90%) fueron *Eurypanopeus transversus*, *Pseudonereis gallapagensis*, *Gammarus sp.*, *Erichthonius punctatus*, *Balanus laevis*, *Elasmopus sp.*, *Crepidatella dilatata*, *Platynereis australis*, *Caprella scaura*, *Semimytilus algosus*, *Trochita trochiformis* y *Lumbrineris tetraura* (Cuadro 3)

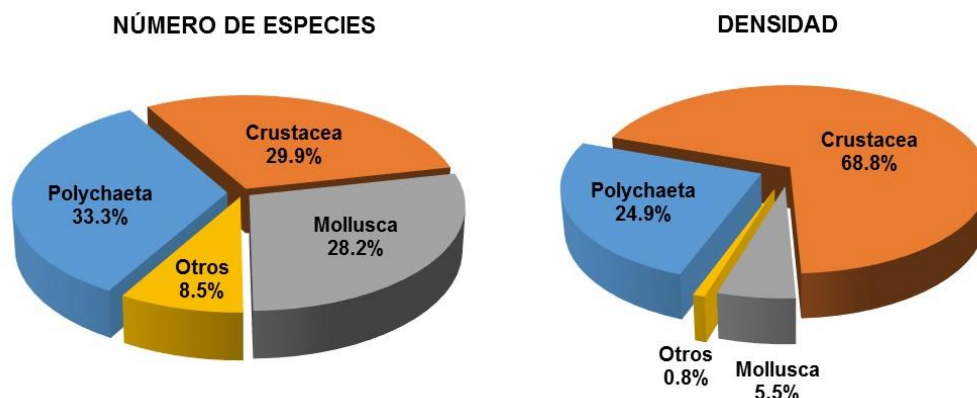


Figura 9: Número total de especies y densidad por grupos taxonómicos en el área marina protegida.

**Cuadro 3: Análisis SIMPER de la comunidad de fauna epibentónica en el área marina protegida.**

Especies	Abun.	Sim.	Sim/SD	Contrib%	Acum%
<i>Eurypanopeus transversus</i>	3.18	6.38	1.3	24.71	24.71
<i>Pseudonereis gallapagensis</i>	3.53	6.12	0.68	23.71	48.41
<i>Gammarus sp.</i>	2.34	2.4	0.43	9.31	57.72
<i>Erichthonius punctatus</i>	2.48	2.14	0.51	8.29	66.01
<i>Balanus laevis</i>	1.99	1.39	0.38	5.4	71.41
<i>Elasmopus sp.</i>	2.04	1.08	0.3	4.17	75.58
<i>Crepidatella dilatata</i>	1.33	0.85	0.36	3.28	78.87
<i>Platynereis australis</i>	1.48	0.8	0.3	3.12	81.98
<i>Caprella scaura</i>	1.67	0.72	0.28	2.78	84.76
<i>Semimytilus algosus</i>	0.87	0.62	0.31	2.42	87.18
<i>Trochita trochiformis</i>	0.76	0.43	0.27	1.67	88.85
<i>Lumbrineris tetraura</i>	0.59	0.38	0.2	1.47	90.32

**Promedio de similitud: 25.82%**

Abun.: Abundancia promedio. Sim.: Similitud promedio. SD: Desviación estándar.  
Contrib: Contribución. Acum: Acumulado.

### 4.3.2. Área urbana

En el área urbana, se reportó una densidad promedio de  $5132.3 \pm 541.8$  ind.m<sup>2</sup>, pertenecientes a 145 taxa, de los cuales, el grupo Polychaeta exhibió la mayor contribución específica con 53 especies, seguido de Mollusca (compuesto por Gastropoda, Bivalvia y Polyplacophora) con 41 especies, y Crustacea (principalmente Decapoda, Amphipoda y Cirripedia) con 40 especies; mientras que los demás grupos taxonómicos (Chordata, Cnidaria, Echinodermata, Platyhelminthes, Porifera, Sipuncula y Nemertea) aportaron con un total de 11 especies. No obstante, en términos de abundancia, los Crustacea registraron la mayor densidad promedio con  $3112.4 \pm 489.4$  ind.m<sup>-2</sup>, seguido de Polychaeta ( $1675.9 \pm 234.5$  ind.m<sup>-2</sup>) y Mollusca ( $190.3 \pm 54.9$  ind.m<sup>-2</sup>); en cambio, los otros grupos taxonómicos presentaron una densidad promedio de  $153.8 \pm 42.2$  ind.m<sup>-2</sup> (Figura 10).

Diez especies fueron dominantes (Dominancia  $\geq 1\%$ ), de las cuales, la especie más abundante fue *Pseudonereis gallapagensis*. La especie más frecuente fue *Eurypanopeus transversus* estando presente durante todo el periodo de muestreo; mientras que *Pseudonereis gallapagensis*, *Semimytilus algosus*, *Balanus laevis*, *Mitra sp.* y *Romaleon setosum* tuvieron una frecuencia de aparición del 70% (Anexo 2).

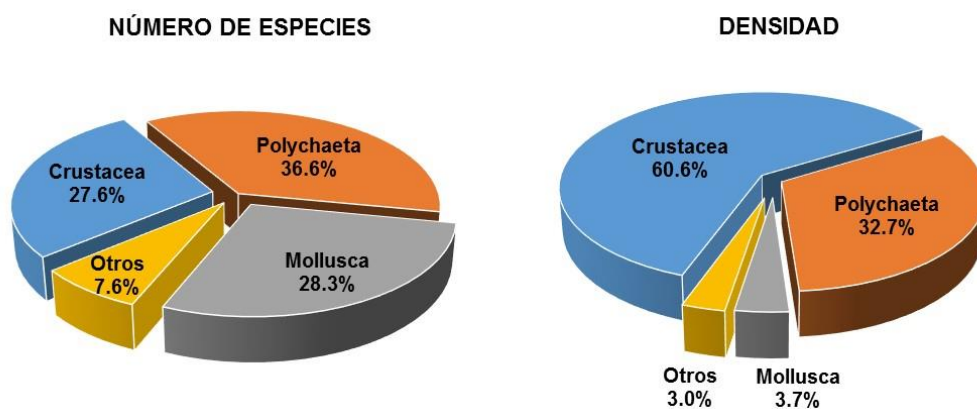


Figura 10: Número total de especies y densidad por grupos taxonómicos en el área urbana.

La similitud interna de la comunidad de fauna epibentónica en el área urbana fue 25.10% y las especies con la contribución más alta (hasta 90%) fueron *Pseudonereis gallapagensis*, *Eurypanopeus transversus*, *Gammarus sp.*, *Erichthonius punctatus*, *Platynereis australis*, *Elasmopus sp.*, *Monocorophium sp.*, *Romaleon polyodon*, *Nereis callaona*, *Anthozoa* y *Tanaidacea* (Cuadro 4).

**Cuadro 4: Análisis SIMPER de la comunidad de fauna epibentónica en área urbana.**

<b>Especies</b>	<b>Abun.</b>	<b>Sim.</b>	<b>Sim/SD</b>	<b>Contrib%</b>	<b>Acum%</b>
<i>Pseudonereis gallapagensis</i>	3.83	8.27	0.81	32.93	32.93
<i>Eurypanopeus transversus</i>	2.42	4.49	0.89	17.88	50.81
<i>Gammarus sp.</i>	2.82	3.96	0.48	15.79	66.6
<i>Erichthonius punctatus</i>	2.730	2.92	0.56	11.63	78.23
<i>Platynereis australis</i>	1.64	0.9	0.3	3.59	81.83
<i>Elasmopus sp.</i>	1.64	0.83	0.27	3.32	85.15
<i>Monocorophium sp.</i>	1	0.47	0.25	1.86	87
<i>Romaleon polyodon</i>	0.57	0.28	0.26	1.13	88.14
<i>Nereis callaona</i>	0.77	0.25	0.17	0.98	89.12
Anthozoa	0.76	0.21	0.16	0.84	89.96
Tanaidacea	0.65	0.19	0.13	0.76	90.72
<b>Promedio de similitud: 25.10%</b>					

Abun.: Abundancia promedio. Sim.: Similitud promedio. SD: Desviación estándar.  
Contrib: Contribución. Acum: Acumulado.

Por tanto, los grupos taxonómicos que mejor representaron al área urbana fueron Crustacea y Polychaeta. Mientras que en el área marina protegida, las especies más representativas pertenecieron a los 3 grupos: Crustacea, Mollusca y Polychaeta. En ambas localidades destacaron los anfípodos *Elasmopus sp.*, *Erichthonius punctatus* y Gammaridae; el decápodo *Eurypanopeus transversus*; y los poliquetos *Platynereis australis* y *Pseudonereis gallapagensis*. En contraste, el anfípodo *Caprella scaura*, los gasterópodos *Crepidatella dilatata*, *Trochita trochiformis*, el bivalvo *Semimytilus algosus*, y el cirrípedo *Balanus laevis* representaron mejor al área marina protegida. A su vez, los anfípodos *Gammarus sp.*, Ischyroceridae y *Monocorophium sp.* representaron mejor al área urbana.

En playa Atenas, antes de la invasión de *C. filiformis*, entre setiembre del 2004 y agosto del 2005, Ibarra (2015) encontró que el grupo taxonómico con mayor densidad promedio fueron los crustáceos (64.53%), seguido por los moluscos (23.70%), poliquetos (9.65%) y cnidarios (1.96%). Esto fue similar a lo reportado en la presente investigación (área marina protegida); aunque después de los crustáceos (68.8%), le siguieron en densidad los poliquetos (24.9%) y luego los moluscos (5.5%). Ibarra (2015) reportó además un total de 46 taxa, repartidos en 8 phyla; frente a 117 taxa y 10 phyla registrados en este estudio.

Asimismo, Ibarra (2015) reportó una densidad promedio de 298.62 ind.m<sup>-2</sup>; mientras que en la presente evaluación se registraron 6003.9 ind.m<sup>-2</sup>; es decir, una densidad de fauna

epibentónica 20 veces más abundante después de la invasión de *C. filiformis*. Esto resulta interesante teniendo en cuenta que el muestreo de Ibarra (2015) abarcó la zona intermareal, 3 y 5 metros de profundidad, con densidades promedio de 352.7; 319 y 224.1 ind.m<sup>-2</sup>, respectivamente. No obstante, para la colecta de muestras, Ibarra (2015) empleó una malla de 10 mm; contrastando con la malla de 1mm utilizada en la presente evaluación.

Similarmente, dentro de las especies más abundantes reportadas por Ibarra (2015) estuvieron los cirrípedos *Austromegabalus sp.* y *Balanus laevis*; moluscos como *Crepipatella dilatata* y *Semimytilus algosus*, el decápodo *Eurypanopeus transversus* y el poliqueto *Diopatra rhizoicola*. Aunque en la presente evaluación, se reportó la presencia de *Diopatra*, esta especie no mostró una abundancia significativa; en cambio el poliqueto *Pseudonereis gallapagensis* fue la especie más abundante. Además, Ibarra (2015) observó una gran abundancia de caprélidos (Amphipoda) durante sus muestreos, lo que concuerda con la gran abundancia de *Caprella scaura* registrada en el área marina protegida.

En un estudio de línea base realizado en la bahía de Paracas, previo a la invasión de *C. filiformis*, IMARPE (2010) reportó un total de 43 taxa distribuidos en 7 phyla; contrastando con los 172 taxa y 10 phyla registrados en la presente evaluación (considerando ambas localidades de evaluación). Así también, IMARPE (2010) contabilizó 23 especies de poliquetos; 11 especies de crustáceos, y 5 especies de moluscos. En cambio, en términos de abundancia, los poliquetos constituyeron el 47.5% de la densidad total; los crustáceos el 44.2%; y, los moluscos apenas alcanzaron el 0.3% (IMARPE 2010). Mientras que en la presente evaluación, el número de especies de poliquetos (64), crustáceos (50) y moluscos (46) se distribuyó de modo más uniforme; sin embargo en términos de abundancia, los crustáceos tuvieron la mayor densidad (65.1%) con respecto a los poliquetos (28.5%) y moluscos (4.6%). No obstante, es importante tomar en cuenta que el muestreo de IMARPE (2010) se realizó con draga y abarcó profundidades desde 0.5 hasta 11 metros.

Luego de la invasión de *C. filiformis* en la bahía de Paracas, ERM (2013) registró un total de 8672 individuos, correspondientes a un total de 75 especies, pertenecientes a 7 grupos taxonómicos, para la comunidad de macrobentos relacionada a *C. filiformis*. Esto contrastó con una menor densidad (5635.2 ind.m<sup>-2</sup>) y un mayor número de especies (172) y Phyla (10) encontradas en esta investigación. Similarmente, (ERM 2013) reportó que los grupos más representativos en número de especies fueron: Annelida (27 especies), Arthropoda (21

especies) y Mollusca (18 especies). Mientras que los grupos más abundantes fueron Echinodermata (2826 individuos), Arthropoda (2723 individuos), Annelida (1423 individuos) y Mollusca (1346 individuos). En cambio, en la presente investigación, la densidad de equinodermos fue bastante baja (8.5 ind.m<sup>-2</sup>). En general, ERM (2013) señaló que el poliqueto *Platynereis bicanaliculata* y diversas especies de anfípodos fueron los más frecuentes y abundantes en la pradera de *C. filiformis*. Sin embargo, en la presente investigación, el poliqueto *Pseudonereis gallapagensis* destacó como la especie más abundante, mientras que la especie más frecuente fue el decápodo *Eurypanopeus transversus*.

Es importante señalar que la evaluación realizada por ERM (2013) comprendió solo 2 muestreos puntuales al año; y en cambio, cubrió un área mucho mayor siguiendo la distribución de *C. filiformis* desde Atenas hasta playa San Andrés, aproximadamente a 11 kilómetros hacia el norte de El Chaco.

En otros lugares como la bahía de Sechura, donde *C. filiformis* es la especie dominante, IMARPE (2007a) contabilizó un total de 115 especies correspondientes a Polychaeta (59 especies), Crustacea (32 especies), Mollusca (17 especies) y otras 7 especies. Una proporción similar se observó con las abundancias, donde el grupo Polychaeta reportó la mayor densidad, aportando con el 54.5% del total de individuos (IMARPE 2007a). Después, en un estudio bioecológico para determinar la capacidad de carga de la bahía de Sechura, IMARPE (2012) identificó un total de 62 taxa agrupadas en 8 phyla, de los cuales Mollusca obtuvo el mayor número de especies (32), seguido por Crustacea (17 especies), mientras que para Polychaeta se registraron 4 especies. En términos de densidad, en cambio, los Crustacea fueron los más abundantes (55%), seguidos de Mollusca (40%), mientras que los demás taxa aportaron con el 5% (IMARPE 2012). Similarmente Vivar (2016) registró una mayor proporción en densidad de crustáceos, seguido de poliquetos y moluscos, principalmente gasterópodos.

En un estudio de línea base en bahía Tortugas, IMARPE (2007b) registró un total de 123 especies, de los cuales, los poliquetos tuvieron la mayor contribución con 56 especies, seguido de los crustáceos (19) y los moluscos (15). En término de densidad, se observaron proporciones similares, así, los Polychaeta presentaron el 64% de la abundancia, los Crustacea 23% y los Mollusca 6.9% (IMARPE 2007b).

En otro estudio de línea base para la bahía de Samanco, IMARPE (2009) reportó un total de 97 especies, de los cuales Polychaeta presentó el mayor número de especies (40), seguido de Mollusca (29) y Crustacea (14). En términos de densidad, en cambio, los moluscos registraron el 45.6% de la abundancia, los poliquetos el 18.1% y los crustáceos el 9.9% (IMARPE 2009).

#### **4.3.3. Análisis multivariado de la comunidad de fauna epibentónica**

El análisis cluster, a un 38% de similitud, estableció la presencia de 3 grupos bien definidos, y fue corroborado por el análisis de escalamiento multidimensional MDS (Stress = 0.11). El Grupo 1 estuvo conformado por las muestras de primavera (noviembre y diciembre) del 2012 y verano (febrero y marzo) del 2013 de ambas localidades evaluadas; así como las muestras de otoño e invierno (abril, junio y agosto) del 2013 del área marina protegida. El Grupo 2 incluyó solo las muestras del área urbana, correspondientes a los meses de otoño e invierno del 2013. Mientras que en el Grupo 3 estuvieron las muestras de primavera (octubre, noviembre y diciembre) del 2013 de ambas localidades evaluadas (Figura 11).

El análisis de similitud (ANOSIM) encontró grandes diferencias ( $R_{\text{global}} = 0.694$ ) significativamente muy altas ( $p = 0.0001$ ) entre los grupos del análisis cluster. Tales diferencias fueron evidentes entre el Grupo 3 y los otros dos grupos; sin embargo, no se encontraron diferencias significativas entre los Grupos 1 y 2 (Cuadro 5).

De acuerdo a esto, los resultados del análisis SIMPER demostraron que *Pseudonereis gallapagensis*, *Gammarus sp.*, *Ericthonius punctatus* y *Eurypanopeus transversus* fueron las especies que más contribuyeron con la disimilitud entre los 3 grupos; siendo *P. gallapagensis* más abundante en los grupos 1 y 2; y en cambio, estuvo ausente en el Grupo 3. *Gammarus sp.* fue más abundante en el Grupo 2 y también estuvo ausente en el Grupo 3. *E. punctatus* fue más abundante en el Grupo 3 y *E. transversus* fue más abundante en el Grupo 1. Además, las especies *Elasmopus sp.*, *Platynereis australis*, *Caprella scaura* y *Monocorophium sp.* tuvieron una contribución significativa con las diferencias entre el Grupo 3 y los otros dos grupos, ya que solo estuvieron presentes en el Grupo 3 (Cuadro 5). Por otro lado, comparando las comunidades de fauna epibentónica de ambos lugares evaluados, el ANOSIM no encontró diferencias ( $R_{\text{global}} = 0.024$ ,  $p = 0.025$ ) entre el área marina protegida y el área urbana.

De esta manera, la estructura y la dinámica de las comunidades de fauna epibentónica en ambas localidades evaluadas fueron muy similares entre sí. Los Grupos 1, 2 y 3 indicaron diferencias temporales relacionadas con los procesos de sucesión de especies, y que fueron semejantes en ambas localidades.

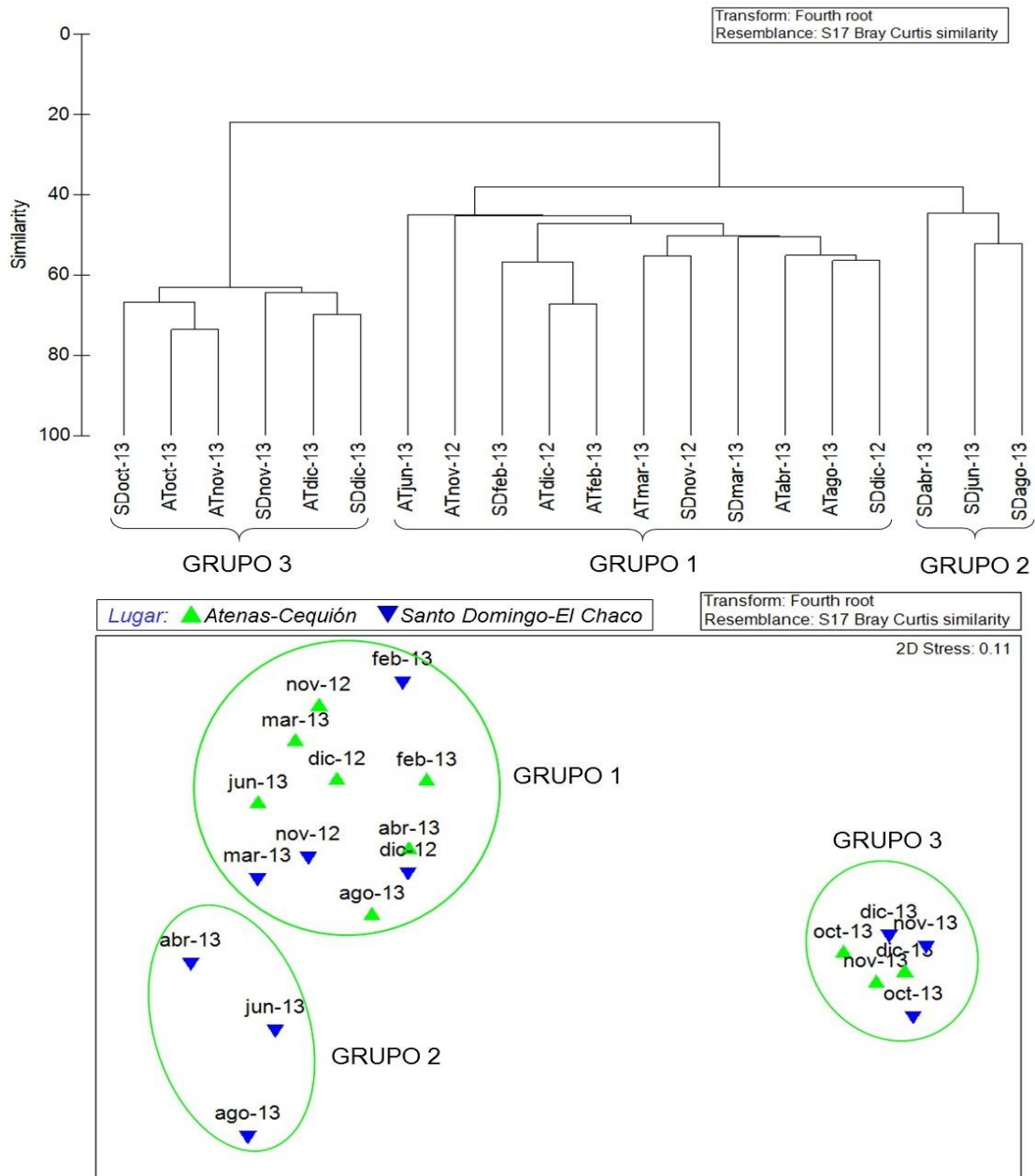


Figura 11: Análisis cluster y representación MDS de las comunidades del fauna epibentónica. (AT = Atenas-Cequión; SD = Santo Domingo-El Chaco).



**Cuadro 5: ANOSIM y SIMPER entre grupos establecidos después del análisis cluster.**

ANOSIM				G1-G2	G1-G3	G2-G3
<b>R estadístico</b>				0.078	0.888	0.962
<b>p (significancia)</b>				0.106	0.0001	0.0001
SIMPER	Abun. Grupo1	Abun. Grupo2	Abun. Grupo3	Disim%	Disim%	Disim%
<i>Elasmopus sp.</i>	0	0	6.13		9.1	10.44
<i>Pseudonereis gallapagensis</i>	5.27	5.18	0	7.37	7.92	8.71
<i>Platynereis australis</i>	0	0	5.2		7.74	8.87
<i>Erichthonius punctatus</i>	1.12	2.48	5.4	7.27	6.76	6.97
<i>Caprella scaura</i>	0	0	3.99		5.59	6.35
<i>Gammarus sp.</i>	3.45	4.54	0	11.45	5.01	7.5
<i>Monocorophium sp.</i>	0	0	2.77		4.19	4.81
<i>Eurypanopeus transversus</i>	3.23	1.6	2.61	6.78	3.12	3.58
Anthozoa	0	0	2.14		3.07	3.49
Tanaidacea	0	0	1.88		2.89	3.34
<i>Balanus laevis</i>	1.89	0	0.64	4.81	2.88	0.93
<i>Romaleon setosum</i>	0.27	0	1.6	0.78	2.18	2.53
<i>Crepipatella dilatata</i>	1.21	0	0.73	2.94	2.06	1.03
<i>Semimytilus algosus</i>	1.02	0	0.5	2.75	1.7	0.73
<i>Nereis callaona</i>	0.76	0	0.57	1.9	1.59	0.96
<i>Trochita trochiformis</i>	0.46	0	0.72	1.26	1.36	1.05
Nemertea	0.23	0	0.78	0.66	1.18	1.19
<i>Scoletoma sp.</i>	0	0	0.84		1.17	1.32
<i>Lumbrineris tetraura</i>	0.71	0.36	0	2.65	1.09	0.54
<i>Ophiactis kroeyeri</i>	0.09	0.26	0.74	0.97	1.06	1.4
<i>Mitrella sp.</i>	0.15	0.25	0.66	1.14	1.03	1.3
<i>Nassarius gayi</i>	0.72	0.26	0	2.29	1	
<i>Mitra sp.</i>	0.3	0.08	0.5	0.92	0.92	0.82
<i>Diopatra sp.</i>	0.41	0	0.25	1.29	0.89	
<i>Actinia sp.</i>	0.54	0.14	0	1.81	0.8	
<i>Nassarius dentifer</i>	0	0	0.51		0.71	0.81
<i>Mitrella buccinoides</i>	0.2	0	0.32	0.65	0.7	0.52
<i>Alia unifasciata</i>	0.04	0	0.48		0.61	0.64
Mactridae	0.46	0.1	0	1.3	0.59	
<i>Synalpheus spinifrons</i>	0.17	0	0.29	0.45	0.59	0.44
<i>Pilumnoides perlatus</i>	0.15	0	0.31	0.45	0.58	
<i>Petricola olssoni</i>	0.05	0	0.37		0.57	0.58
<i>Lumbrineris sp.</i>	0.4	0.65	0	2.61	0.54	1.16
<i>Halosydna sp.</i>	0.3	0	0.14	0.76	0.54	
<i>Schistomeringos sp.</i>	0	0	0.36		0.53	0.61
<i>Nassarius sp.</i>	0.12	0.08	0.24	0.58	0.51	0.5
Calyptraeidae	0	0	0.32		0.49	0.57
Porcellanidae	0.09	0	0.33		0.49	0.44
<i>Fissurella sp.</i>	0.13	0.15	0.28	0.77	0.48	0.57
<i>Diaulula variolata</i>	0.04	0	0.3		0.46	0.48
Xanthidae	0.31	0	0	0.82	0.42	
Demospongiae	0.05	0.08	0.27		0.42	0.51
<i>Trophiella sp.</i>	0	0	0.3		0.41	0.46
<b>Promedio de disimilitud entre grupos</b>				<b>67.96</b>	<b>89.97</b>	<b>90.97</b>

Abun. = Abundancia promedio, Disim% = Porcentaje de contribución a la disimilitud.

Los poliquetos *Pseudonereis gallapagensis* y *Platynereis australis*, registrados aquí como los más abundantes, pertenecen a la familia Nereididae, una de las más frecuentes y con mayor número de especies (Fauchald 1977). Dado que *P. gallapagensis* fue más abundante durante los meses de verano, y *P. australis* apareció hacia el final del evento “La Niña”; las abundancias de estos poliquetos podrían estar en función de la TSM, donde *P. gallapagensis* tendría mayor afinidad con valores de TSM altos; mientras que *P. australis*, con valores de TSM bajos. Estos resultados concuerdan si tomamos en cuenta que *P. gallapagensis* se distribuye en zonas de aguas tropicales a templadas (Fauchald 1977, De León 1997), y en el Perú, se encuentra habitando dentro de las agregaciones de mitílidos intermareales de la costa central (Tokeshi *et al.* 1989, Firstater *et al.* 2011). En el caso de *P. australis*, presenta una amplia distribución en el hemisferio sur (Read, 2007); y, en Chile ha sido reportado en zonas rocosas someras desde Iquique hasta el Cabo de Hornos (Rozbaczylo y Bolados, 1980).

Con relación a los hábitos alimenticios, *P. gallapagensis* es un predador carnívoro (De León 1997, Firstater *et al.* 2011), que puede presentar un comportamiento omnívoro al consumir diatomeas bentónicas y algas verdes como *Ulva* (Evangelista y García 2012). En contraste, las especies del género *Platynereis* son herbívoras, se alimentan de algas y diatomeas bentónicas (Fauchald y Jumars 1979). Así, *Platynereis australis* está frecuentemente asociada a las praderas de *Macrocystis pyrifera* de la cual presumiblemente se alimenta y utiliza como refugio (Cañete *et al.* 2013).

Los poliquetos son generalmente el componente principal de la macrofauna, tanto en abundancia como en número de especies (Muniz y Pires, Giangrande *et al.*, citados por Sánchez-Moyano y García-Asencio 2009); y sus poblaciones han sido consideradas como excelentes descriptores de las comunidades faunísticas asociadas con las praderas marinas, debido a la gran diversificación de especies y hábitos de vida (Brito *et al.*, citados por Sánchez-Moyano y García-Asencio 2009).

Por otro lado, dentro de los crustáceos, los anfípodos destacaron por su abundancia y diversidad de Familias. Así, *Gammarus sp.* (Gammaridae) fue más abundante en el área urbana durante el periodo de otoño e invierno. En cambio, *Monocorophium sp.* (Corophiidae), *Elasmopus sp.* (Maeridae), *Erichthonius punctatus* (Ischyroceridae) y

*Caprella scaura* (Caprellidae) fueron más abundantes durante la primavera del 2013 (finalizando el evento frío de “La Niña”), y en ambas localidades evaluadas.

Las especies del género *Gammarus* son omnívoras, predatoras y carroñeras, originalmente tienen una distribución paleoártica y la mayoría de sus miembros son de agua dulce (Lowry y Myers 2013, WoRMS 2017). Cuando se encuentran asociadas a praderas de macrofitas, especies como *Monocorophium* suelen ser herbívoras y detritívoras (Jeong *et al.* 2006); o son detritívoras y omnívoras, como en el caso de *Elasmopus* (Vásquez-Luis *et al.* 2013).

*Caprella scaura*, en cambio, es una especie originaria del océano Índico, está ampliamente distribuida a nivel mundial y es potencialmente invasora (Prato *et al.* 2013). *C. scaura* puede alimentarse como filtrador, detritívoro o predador carnívoro, según la disponibilidad de la presa (Caine 1974, Guerra-García *et al.* 2004, Vásquez-Luis *et al.* 2013).

*Erichthonius punctatus* es un depositívoro, suspensívoro y detritívoro (Dixon y Moore 1997, Zakhama-Sraieb *et al.* 2011, WoRMS 2017). Es otra especie con amplia distribución mundial y potencialmente invasora (Marchini y Cardeccia 2017). En el mar Mediterráneo está estrechamente relacionado a las praderas de pasto marino, formando parte del stock biocenótico de *Posidonia oceanica* (Zakhama-Sraieb *et al.* 2011).

En general, los anfípodos son uno de los grupos de invertebrados más ubicuos y abundantes en hábitats marinos con vegetación, con densidades que frecuentemente alcanzan varios miles de individuos por metro cuadrado (Brawley, citado por Vásquez-Luis *et al.* 2008). Ellos son importantes productores secundarios (Carrasco y Arcos, Highsmith y Coyle, Sarvala y Uitto, citados por Vásquez-Luis *et al.* 2012) y sirven como alimento para una gran variedad de fauna marina (Beare y Moore, Sanchez-Jerez *et al.* Stål *et al.*, Stoner, citados por Vásquez-Luis *et al.* 2012), especialmente peces (LeCroy *et al.* 2009). Por tanto, juegan un rol clave en el flujo de energía a través de las redes tróficas (Vásquez-Luis *et al.* 2010).

Otro crustáceo que destacó por su abundancia y frecuencia en este estudio, fue el cangrejo decápodo *Eurypanopeus transversus*, el cual estuvo presente durante todo el periodo de muestreo en ambas localidades de evaluación; y fue particularmente abundante en verano y a finales de primavera del 2013, registrándose una gran densidad de reclutas en estadios juveniles de desarrollo. Esta especie se distribuye desde la costa oeste de México hasta Perú

y Chile; se encuentra habitando fondos blandos de naturaleza fangosa en bahías y lagunas, entre las raíces de los manglares y bordeando las zonas de marismas (Crane 1947, Cantera y Blanco 2001). *E. transversus* hace su madriguera cavando agujeros (observación personal), presentando un comportamiento infaunal y epifaunal. Su alimentación es sedimentívora, detritívora y carnívora (Taylor *et al.* 2008, Lomovasky *et al.* 2011, Ibarra 2015).

#### **4.3.4. Descriptores comunitarios de fauna epibentónica**

Todos los descriptores comunitarios de fauna epibentónica, en ambas localidades evaluadas, presentaron valores máximos durante la primavera del 2013 (Figura 12).

En el área marina protegida, las variaciones de densidad siguieron una tendencia estacional, con incrementos importantes a finales de primavera y en verano; y, valores mínimos a fines de verano e invierno. Así, la máxima abundancia ocurrió en noviembre del 2013 con 13830.3 ind.m<sup>-2</sup>, debido a incrementos significativos en densidad de los anfípodos *Caprella scaura*, *Elasmopus sp.* y *Erichthonius punctatus*. Otros incrementos importantes de abundancia fueron observados en diciembre del 2012 y febrero del 2013 (6852.5 y 6768 ind.m<sup>-2</sup>, respectivamente) que fueron aportados principalmente por el poliqueto *Pseudonereis gallapagensis* y el cirrípedo *Balanus laevis*. Los valores mínimos de abundancia, en cambio, ocurrieron en noviembre del 2012, marzo y agosto del 2013 con 3398.38; 2936.13 y 2986 ind.m<sup>-2</sup>, respectivamente (Figura 12A).

En el área urbana, la abundancia siguió una tendencia similar, con incrementos importantes en verano y a finales de primavera, mientras que los valores mínimos fueron observados a fines de verano. De esta manera, las densidades máximas se reportaron en noviembre y diciembre del 2013 (7953.63 y 8040.38 ind.m<sup>-2</sup>, respectivamente), debido a incrementos significativos en la abundancia de los anfípodos *Erichthonius punctatus*, *Elasmopus sp.* y el poliqueto *Platynereis australis*. Otros incrementos importantes se reportaron en diciembre del 2012 y febrero del 2013 (4211 y 6952.38 ind.m<sup>-2</sup>, respectivamente) y fueron aportados principalmente por el poliqueto *Pseudonereis gallapagensis* y anfípodos de la familia Gammaridae. Los valores mínimos de abundancia, en cambio, ocurrieron en marzo y agosto del 2013 con 2270.25 y 2658 ind.m<sup>-2</sup>, respectivamente (Figura 12B).

El número de especies por muestra, también evidenció una tendencia estacional en el área marina protegida, con incrementos importantes a finales de primavera y en verano, mientras que el mínimo fue registrado a fines de otoño. En ese sentido, los valores máximos de riqueza ocurrieron en noviembre y diciembre del 2013 con 13 y 14.63 especies por metro cuadrado (especies.m<sup>-2</sup>), respectivamente. La riqueza más baja, en cambio, fue registrada en junio del 2013 con 6.25 especies.m<sup>-2</sup> (Figura 12C).

En el área urbana, el número de especies por muestra mostró una tendencia similar, con incrementos importantes en verano y a finales de la primavera, en tanto que los mínimos se observaron a fines de otoño e invierno. Así, el promedio máximo de riqueza fue reportado en noviembre del 2013 con 15.25 especies.m<sup>-2</sup>; mientras que los valores mínimos fueron registrados en junio y agosto del 2013 con 4.63 y 5.25 especies.m<sup>-2</sup>, respectivamente (Figura 12D).

El índice de diversidad de Shannon-Wiener (H'), en el área marina protegida, no mostró un patrón estacional claro; sin embargo se detectó una tendencia al incremento durante el periodo evaluado. De este modo, se registró un valor máximo de 1.56 bits/individuo en diciembre del 2013; mientras que la mínima ocurrió en junio del 2013 con 1.02 bits/ind. No obstante, no se encontraron diferencias significativas ( $p > 0.05$ ) entre los promedios de diversidad de Shannon (Figura 12E).

En el área urbana, en cambio, los valores de diversidad de Shannon mostraron una tendencia estacional, con incrementos importantes en verano y a finales de primavera; mientras que los mínimos fueron registrados en otoño e invierno. Así, el valor máximo de diversidad fue reportado en noviembre del 2013 con 1.75 bits/ind. En contraste, los valores mínimos se observaron en abril y junio del 2013 con 0.76 bits/ind. (Figura 12F).

Los valores de equidad de Pielou (J') en el área marina protegida no mostraron una estacionalidad clara, en cambio, se observó una tendencia al incremento durante el periodo de evaluación. Asimismo, se advirtieron 2 valores máximos en marzo y octubre del 2013 (J'= 0.6 y J'= 0.61, respectivamente); en cambio, el mínimo (J'= 0.48) fue reportado en febrero del 2013. Sin embargo, no se encontraron diferencias significativas ( $p > 0.05$ ) entre los promedios de equidad de Pielou (Figura 12G).

En el área urbana, en cambio, los valores de equidad de Pielou ( $J'$ ), mostraron una tendencia estacional con incrementos significativos en primavera y un mínimo en otoño. Así, el máximo valor de equidad fue reportado en noviembre del 2013 ( $J'= 0.67$ ), mientras que el mínimo se observó en abril del 2013 con  $J'= 0.39$ . No obstante, no se encontraron diferencias significativas ( $p > 0.05$ ) entre los promedios de equidad de Pielou (Figura 12H).

Un PERMANOVA de dos vías demostró que no existieron diferencias significativas en la densidad total, ni en el número de especies, ni en la diversidad de Shannon, ni en la equidad de Pielou, entre ambas localidades de evaluación. Tampoco se encontraron diferencias significativas en la interacción entre localidad de evaluación y fecha de muestreo de ninguno de los descriptores comunitarios (Cuadro 6).

#### **4.3.5. Correlación entre variables de la comunidad de fauna epibentónica**

En el área marina protegida se pudieron establecer correlaciones positivas significativas ( $p < 0.05$ ) entre la biomasa *Caulerpa filiformis* y la densidad total de fauna epibentónica, así como con las densidades de *Platynereis australis*, *Caprella scaura*, *Elasmopus sp.*, *Erichthonius punctatus*, *Monocorophium sp.* y *Romaleon setosum* (Cuadro 7, Anexo 3).

De igual manera, se detectaron correlaciones positivas significativas ( $p < 0.05$ ) entre la cobertura de *Caulerpa filiformis* y el promedio total de riqueza; así como con las densidades de *Platynereis australis*, *Caprella scaura*, *Elasmopus sp.*, *Erichthonius punctatus*, *Monocorophium sp.* y *Romaleon setosum*. Aunque una correlación inversa pudo detectarse entre la cobertura de *Caulerpa filiformis* y la densidad de *Pseudonereis gallapagensis* (Cuadro 7, Anexo 3).

En el área urbana, se establecieron correlaciones directas significativas ( $p < 0.05$ ) entre la biomasa de *Caulerpa filiformis* y las densidades de *Romaleon setosum* y *Crepipatella dilatata*. Análogamente, se detectaron correlaciones positivas entre la cobertura de *C. filiformis* y el promedio total de riqueza; así como con la densidad de *Crepipatella dilatata* (Cuadro 7, Anexo 4).

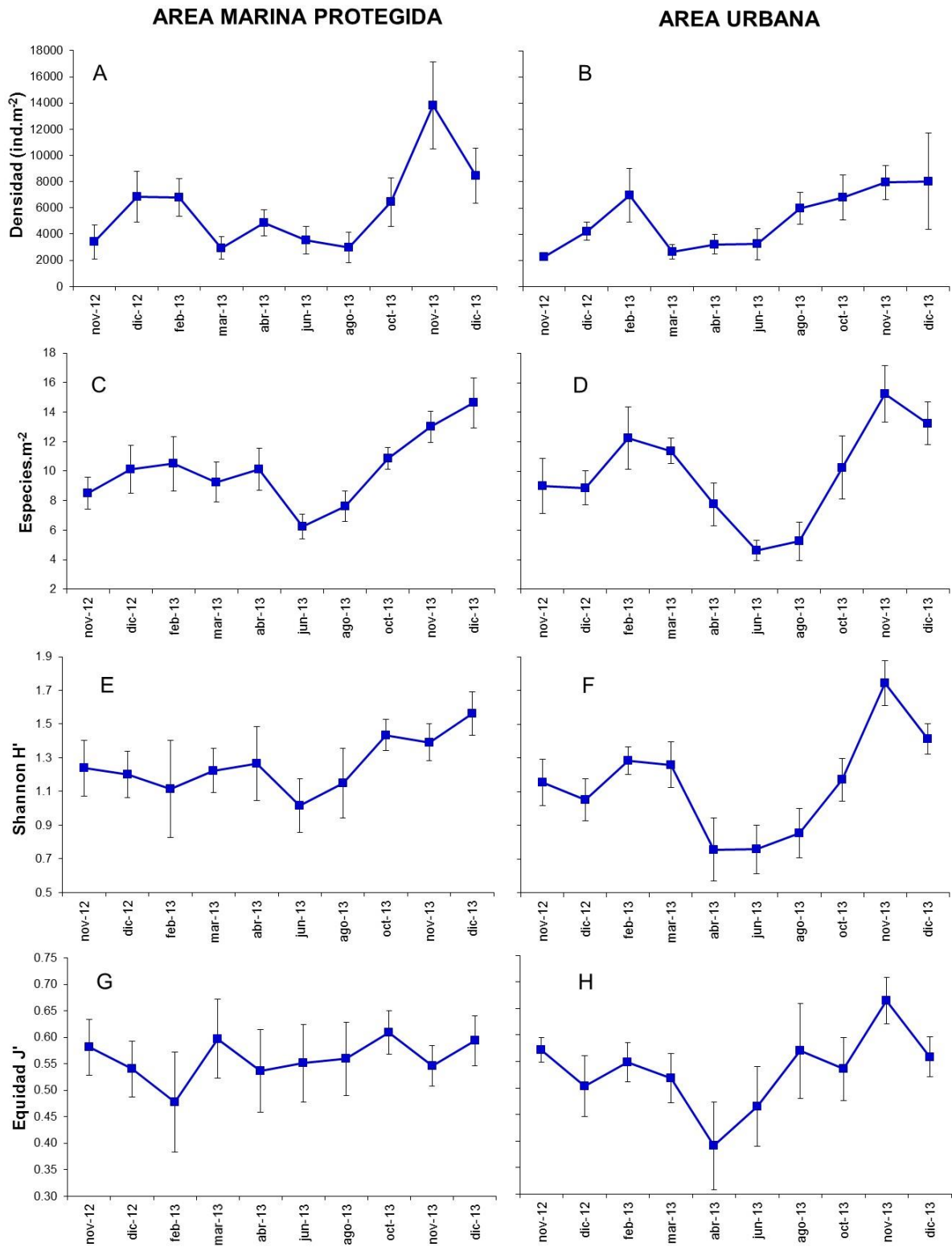


Figura 12: Descriptores comunitarios de la fauna epibentónica en ambas localidades evaluadas.

**Cuadro 6: PERMANOVA de dos vías de los descriptores comunitarios de la fauna epibentónica entre ambas localidades de muestreo.**

		Densidad total	Número de especies	Índice de Shannon	Equidad (J')
Fuente de variación	Gl	CM	CM	CM	CM
<b>Lugar</b>	1	0.088025	0.089069	0.069077	0.018193
<b>Fecha</b>	9	0.4098***	0.29034***	0.14491***	0.050258
<b>Interacción (Lugar*Fecha)</b>	9	0.12544	0.043638	0.066147	0.036119
<b>Residual</b>	140	0.10883	0.042778	0.051082	0.037853

Gl = Grados de libertad. CM = Cuadrados medios. \* significa  $p < 0.05$ , \*\* significa  $p < 0.01$  y \*\*\* significa  $p < 0.001$ .

**Cuadro 7: Correlaciones de Spearman entre la fauna epibentónica, biomasa y cobertura de *Caulerpa filiformis*.**

Fauna epibentónica	Área marina protegida		Área urbana	
	Biomasa Caulerpa	Cobertura Caulerpa	Biomasa Caulerpa	Cobertura Caulerpa
Densidad total	0.30**	n.s.	n.s.	n.s.
Número de especies	n.s.	0.24*	n.s.	0.22*
<i>Pseudonereis gallapagensis</i>	n.s.	-0.23*	n.s.	n.s.
<i>Elasmopus sp.</i>	0.37***	0.30**	n.s.	n.s.
<i>Erichthonius punctatus</i>	0.34**	0.28*	n.s.	n.s.
<i>Caprella scaura</i>	0.30**	0.27*	n.s.	n.s.
<i>Platynereis australis</i>	0.35**	0.35**	n.s.	n.s.
<i>Crepidatella dilatata</i>	n.s.	n.s.	0.25*	0.24*
<i>Monocorophium sp.</i>	0.41***	0.25*	n.s.	n.s.
<i>Romaleon setosum</i>	0.35**	0.27*	0.28*	n.s.

Valores Rho. \* =  $p < 0.05$ ; \*\* =  $p < 0.01$ ; \*\*\* =  $p < 0.001$ ; n.s. = no significativo.

Los altos valores de densidad y número de especies de fauna epibentónica, así como las correlaciones positivas con la biomasa y cobertura de *C. filiformis*, en ambas localidades evaluadas, señalan que la presencia de *C. filiformis* tuvo un efecto positivo sobre la comunidad de fauna epibentónica. Varios estudios han demostrado que la heterogeneidad y complejidad del hábitat juega un rol importante al influenciar la estructura de la comunidad de la fauna marina epibentónica (Johnson, Stoner, Dean y Conell, Edgar, Taylor y Cole, Ayala y Martín, citados por Vázquez-Luis *et al.* 2008). Por tanto, cambios en la estructura del hábitat de sustratos cubiertos por vegetación, resultantes de la invasión de especies como *Caulerpa* pueden afectar la fauna asociada (Vázquez-Luis *et al.* 2008).



Como los pastos marinos, estos sistemas permiten el establecimiento de diversas comunidades animales. Al ser estructuralmente complejos, proporcionan un gran número de microhábitats; altos recursos nutricionales; protección contra depredadores; permiten la deposición y estabilización de sedimentos y materia orgánica, desempeñan un papel importante en la captura de nutrientes; y reducen las fuerzas hidrodinámicas, evitando la erosión (Sánchez-Moyano y García-Asencio 2009).

Por ejemplo, en el Mar Mediterráneo, Hendriks *et al.*, citados por Png-González *et al.* (2013) demostraron que, de manera estacional, las especies de *Caulerpa* son capaces de atenuar el flujo de agua, atrapar partículas y proteger el sedimento de la erosión incluso mejor que los pastos marinos (particularmente *C. prolifera* vs *Cymodocea nodosa*). Por lo tanto, la sustitución de praderas de *C. nodosa* por *Caulerpa prolifera* puede implicar un cambio significativo en las propiedades hidrodinámicas del fondo marino, modificando el funcionamiento del ecosistema local y afectando la fauna asociada en comparación con los pastos marinos. La alta acumulación de detritus en los lechos dominados por *C. prolifera* juega un papel importante como recurso trófico para los invertebrados marinos y puede afectar a la red trófica global (Vázquez-Luis *et al.* 2009), favoreciendo a las comunidades macrofaunales dominados principalmente por crustáceos y poliquetos (Hendriks *et al.*, Monterroso *et al.*, citados por Png-González *et al.* 2013).

Es interesante notar los altos valores de densidad, número de especies y diversidad de epifauna macrobentónica, registrados en la pradera del área urbana; teniendo en cuenta que, antes de la invasión de *C. filiformis*, la biomasa y cobertura de macrofitas (macroalgas y pasto marino) era escasa y muy dispersa, o muy restringida a zonas cercanas a la orilla; dejando extensas áreas sin vegetación y cubiertas de sustrato fangoso no apropiadas para el desarrollo de comunidades epifaunales (Observación personal).

De esta manera, en comparación con el sedimento sin vegetación, las especies invasoras que forman el hábitat tienen típicamente una mayor abundancia de epifauna, pero una menor abundancia de ciertas especies infaunales o grupos funcionales y, por consiguiente, comunidades de fauna muy diferentes (Crooks, Hedge y Kriwoken, Neira *et al.*, Levin *et al.*, citados por McKinnon *et al.* 2009).

Por ejemplo, en el Mediterráneo, *Caulerpa racemosa* afecta a las comunidades bentónicas de dos maneras diferentes. En primer lugar, la adición de una estructura compleja donde anteriormente no había (por ejemplo, si esta alga coloniza sustratos desnudos), o por la sustitución de otras macrofitas (Vázquez-Luis *et al.* 2009). De esta manera, las especies de *Caulerpa* generan un hábitat apropiado para el incremento de la abundancia y riqueza de especies de poliquetos, gasterópodos, anfípodos y otros crustáceos, en comparación con los hábitats sin vegetación (Box 2008, Vázquez-Luis *et al.* 2009, Box *et al.* 2010, Tanner 2011).

Ninguno de los descriptores comunitarios mostró diferencias significativas entre ambas localidades evaluadas, indicando que las comunidades de fauna epibentónica, asociadas a las praderas de *C. filiformis* fueron muy similares entre sí. En ambas localidades la especie más dominante fue el poliqueto *Pseudonereis gallapagensis*, mientras que la más frecuente fue el decápodo *Eurypanopeus transversus*. Aunque en el área marina protegida, los anfípodos *Elasmopus sp.* y *Caprella scaura* fueron dominantes después de *P. gallapagensis*.

La presencia de un gran número de anfípodos y otros pequeños crustáceos reportados en este estudio, sugiere que *C. filiformis* alberga recursos alimenticios sustanciales para estos depredadores más pequeños. Así por ejemplo, en el Mediterráneo, Vázquez-Luis *et al.* (2009) demostraron que las praderas de *Caulerpa racemosa* presentes sobre sustrato blando presentaron abundancia y riqueza de especies de anfípodos relativamente alta. Se ha sugerido que los anfípodos no consumen directamente la biomasa algal sino que se alimentan de material asociado como el detritus (Enequist, citado por Vázquez *et al.* 2012). El stock de detritus asociado con *C. racemosa* parece jugar un rol importante para las comunidades de anfípodos (Vázquez-Luis *et al.* 2008, 2012). De este modo, parece ser que los gamáridos son capaces de explotar el detritus como microhábitat (Aoki, citado por Vázquez-Luis *et al.* 2012), mientras que para los caprelidos, el detritus es el principal componente dietario (Guerra-García y Tierno de Figueroa, citados por Vázquez-Luis *et al.* 2012).

Asimismo, la alteración de la estructura del hábitat por introducción del alga invasora puede proveer un mejor refugio para los anfípodos. De esta manera, Vázquez-Luis *et al.* (2010) demostraron experimentalmente que los anfípodos estuvieron menos disponibles para el pez *Thalassoma pavo* donde *C. racemosa* estuvo presente. Al mismo tiempo, los predadores pueden evitar a *Caulerpa* por la presencia de metabolitos tóxicos repelentes como caulerpenina (Vázquez-Luis *et al.* 2010). Así, el nuevo hábitat generado por *C. racemosa*

soporta una comunidad diversa y abundante de anfípodos en comparación con otros hábitats naturales.

Después de los anfípodos, otros crustáceos destacaron en frecuencia y/o abundancia, en ambas localidades evaluadas. Tal es el caso de los cangrejos decápodos *Eurypanopeus transversus* y *Romaleon setosum*. Estudios previos han demostrado que los fondos marinos dominados por *Caulerpa prolifera* pueden beneficiar particularmente a las comunidades de crustáceos (Sánchez-Moyano *et al.* 2007), revelando la importancia de este hábitat con vegetación para el mantenimiento de la biodiversidad en áreas costeras bajo considerables impactos humanos (Sánchez-Moyano *et al.*, citados por Png-González *et al.* 2013).

En un estudio realizado en las islas Baleares (Mediterráneo occidental), Box (2008) observó que la introducción de especies invasoras de *Caulerpa* conlleva un aumento en las abundancias y diversidad de decápodos. Esto puede ser debido a varios factores: el hábitat generado por los frondes y estolones de *Caulerpa spp*, el efecto barrera de las estructuras de *Caulerpa* sobre los peces y las migraciones horizontales de muchos decápodos desde la *Posidonia oceanica* hacia las *Caulerpales* en busca tanto de refugio como de alimento (Box 2008).

Otras especies frecuentes en el área marina protegida fueron: el cirrípedo *Balanus laevis* y el gasterópodo *Crepipatella dilatata*. Esto se debe a que en el área marina protegida hay una mayor diversidad de sustratos duros disponibles, como grava, gravilla, conchuela, roca, canto rodado y arcilla compactada; los cuales favorecen el establecimiento de cirrípedos y gasterópodos. Lo mismo fue observado por Ibarra (2015), señalando que la disponibilidad de valvas vacías de *Argopecten purpuratus* es uno de los sustratos duros utilizados por estos organismos.

Varios estudios han demostrado que la cobertura del sustrato por macroalgas promueve la generación de un hábitat que permite el incremento de la diversidad de especies de moluscos (Gambi *et al.*, Arrivillaga y Baltz, Sanchez-Jerez *et al.*, citados por Box 2008). Así por ejemplo, la comunidad de moluscos de las praderas de *Caulerpa prolifera* en el sur de España, muestra una riqueza de especies relativamente más alta que hábitats similares. Además, las tendencias estacionales observadas en la comunidad de moluscos parecen seguir el ciclo vegetativo de *C. prolifera* (Rueda y Salas 2003). En las islas Baleares, las praderas

de *Caulerpa racemosa*, muestran mayor diversidad de especies de moluscos que la pradera de *Posidonia oceanica* (Box 2008).

Un mayor número de correlaciones positivas entre la densidad de varias especies de fauna epibentónica con la biomasa y cobertura de *C. filiformis*, fue detectado en el área marina protegida con respecto al área urbana. Esto se debe a que las variaciones de *C. filiformis* no fueron las mismas en ambas localidades evaluadas. Así, durante el periodo de evaluación, en el área marina protegida, *C. filiformis* se encontraba en pleno proceso de propagación y colonización del espacio; mientras que en el área urbana, la pradera de *C. filiformis* se encontró más estable debido a que la invasión ocurrió con anterioridad. Asimismo, es probable que los factores abióticos diferenciados entre ambas localidades, como disponibilidad y tipo de sustratos, contaminación de los sedimentos por materia orgánica, etc., afecten a la dinámica comunitaria de fauna epibentónica de manera distinta.

La gran abundancia del poliqueto Nereididae *Pseudonereis gallapagensis*, observada durante el inicio del periodo de muestreo (verano del 2013), en ambas localidades evaluadas, evidenció una correlación inversa con la cobertura de *C. filiformis*, solamente en el área marina protegida; y, aparentemente no guardó ninguna relación con las variaciones de *C. filiformis* en el área urbana. El declive de la abundancia de *P. gallapagensis*, en invierno del 2013, dio paso al incremento significativo de otro poliqueto Nereididae, *Platynereis australis*, que alcanzó grandes incrementos durante la primavera del 2013.

De esta manera, los procesos de sucesión fueron evidentes con la aparición y/o incremento de especies herbívoras (p. ej. *P. australis*) y detritívoras (la mayoría de anfípodos), luego de la disminución y/o desaparición de carnívoros predadores (p. ej. *Pseudonereis gallapagensis* y *Gammarus sp.*) hacia el final del periodo de evaluación. Sin embargo, otros carnívoros como el cangrejo peludo, *Romaleon setosum* (Cerdeja y Wolff 1993, León y Wolfgang 2004) aumentó significativamente en este último periodo, probablemente por el nuevo incremento de la oferta alimenticia, o como parte del proceso de recuperación del recurso; ya que *R. setosum* está sometido a una fuerte presión de extracción; y esto explicaría la alta densidad de reclutas juveniles de *R. setosum* en los muestreos (Observación personal).

La Familia de poliquetos más abundante en las matas de *Caulerpa* suelen ser los Nereididae. Así por ejemplo, en el sur de España, los nereididos estuvieron representados por las especies

omnívoras *Neanthes caudata* y *Platynereis dumerilii*, las que mostraron abundancias más altas durante las estaciones con alta cobertura de *Caulerpa*. (Box 2008, Sánchez-Moyano y García-Asencio, Box *et al.* 2010).

Sin embargo, se ha observado que una reducción en la abundancia de nereididos ocurre en presencia de depredadores, porque algunas de estas especies se alimentan en la superficie donde son más vulnerables (Sánchez-Moyano y García-Asencio 2009). Por su parte, las especies carnívoras, como tendencia general, tienden a aumentar su abundancia en las matas de *Caulerpa* debido a una mayor disponibilidad de presas, p.ej. otros poliquetos, pequeños crustáceos y moluscos (Box 2008, Box *et al.* 2010).

En general, la abundancia y número de especies de las comunidades de poliquetos tiende a aumentar, en los fondos blandos colonizados por *Caulerpa* (Argyrou *et al.*, citados por Box *et al.* 2010), la cual genera una compleja red de estolones y frondas que representa un hábitat nuevo y adecuado para los poliquetos. De hecho, no sólo se mejora la disponibilidad de microhábitats, sino que la red de *Caulerpa* también constituye una barrera eficaz contra los peces depredadores (Longepierre *et al.*, citados por Box *et al.* 2010). En las islas Baleares (Mediterráneo occidental), la dinámica estacional de las comunidades de poliquetos, albergados por las matas de *Caulerpa*, mostró la mayor densidad, riqueza de especies y diversidad durante verano y otoño, los cuales estuvieron relacionados con los máximos de biomasa de *Caulerpa* (Box *et al.* 2010).

Similarmente, Sánchez-Moyano y García-Asencio (2009) encontraron que la distribución de los anélidos estuvo más fuertemente controlada por las características del sedimento que por la cobertura de algas. En este sentido, la presencia de macrofitas favorece la estabilidad del sustrato, aumenta la materia orgánica en el sedimento y es una fuente de oxígeno, energía y alimento (Sánchez-Moyano y García-Asencio 2009). Asimismo, la estructura trófica de la pradera estuvo dominada cuantitativamente por detritívoros superficiales y subsuperficiales; los detritívoros y carnívoros superficiales mostraron una distribución más homogénea a lo largo de los períodos y estaciones de muestreo; los omnívoros fueron abundantes en las estaciones de alta cobertura y alto contenido de materia orgánica, mientras que en el resto de la pradera abundaron los detritívoros subsuperficiales (Sánchez-Moyano y García-Asencio 2009).

Por otro lado, la falta de epífitas en *Caulerpa* debido a la presencia de fitotoxinas (Guerriero *et al.*, Feriel *et al.*, Raniello *et al.*, citados por Tanner 2011) no parece tener una influencia mayor sobre la abundancia epifaunal. Así, la presencia de la caulerpenina tóxica no parece disuadir a la epifauna de usar *Caulerpa* como hábitat, lo que ha sido frecuentemente citado como una preocupación importante en otros lugares (p. ej. Bellan-Santini *et al.*, Meinesz, citados por Tanner 2011). En Australia, la invasión de *Caulerpa* no convierte el lecho marino en un "desierto ecológico" inadecuado para la fauna. En efecto, tanto en el sur de Australia como en New South Wales (McKinnon *et al.* 2009), la abundancia epifaunal fue similar o más alta en *Caulerpa* que en pasto marino, aunque la composición taxonómica varió considerablemente (Tanner 2011).

#### **4.4. Estructura comunitaria de macroalgas asociada a las praderas de *Caulerpa filiformis*.**

La comunidad de macroalgas en ambas localidades evaluadas contabilizó un promedio de biomasa total de  $3125.5 \pm 190.1$  gramos por metro cuadrado ( $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$ ). *C. filiformis* constituyó el 91.6% ( $2864.2 \pm 195.1 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$ ) de esta biomasa; mientras que las otras macrofitas registraron un promedio de biomasa total de  $261.2 \pm 46.3 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$ . El número de macroalgas co-habitantes con *C. filiformis* fue 25 especies, más una especie de pasto marino (Tracheophyta, Alismatales). Entre las macroalgas, 14 especies pertenecieron al phylum Rhodophyta (algas rojas), 8 especies a Chlorophyta (algas verdes) y 3 especies a Ochrophyta (algas pardas). Sin embargo, no se encontraron diferencias significativas ( $p > 0.05$ ) entre las biomásas de Chlorophyta ( $111.7 \pm 30.1 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$ ) y Rhodophyta ( $127.3 \pm 30.8 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$ ); mientras que Ochrophyta mostró la menor biomasa promedio ( $19.3 \pm 10.4 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$ ) (Figura 13).

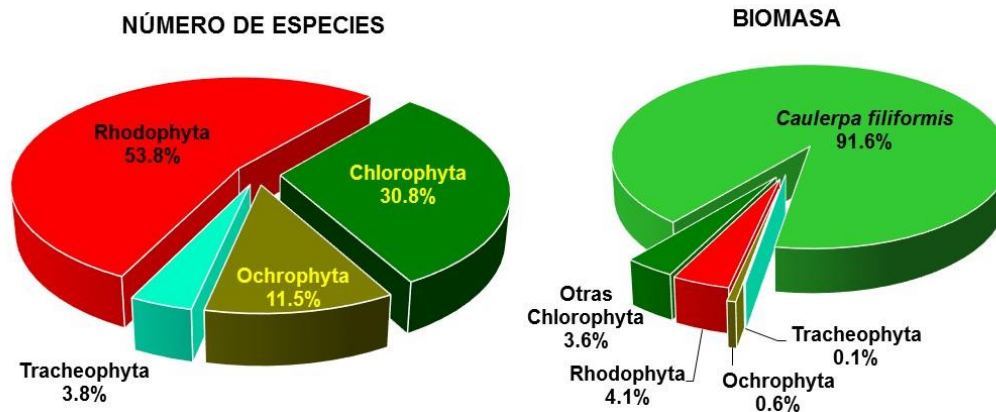


Figura 13: Número total de especies y biomasa de macroalgas por grupos taxonómicos en ambas áreas evaluadas en la bahía de Paracas.

#### 4.4.1. Área marina protegida

En el área marina protegida se estimó un promedio de biomasa total de  $2929.9 \pm 300.6$  g.m<sup>-2</sup>; de esta biomasa el 85.4% estuvo compuesta por *C. filiformis* ( $2503.0 \pm 308.3$  g.m<sup>-2</sup>). Asimismo, se reportaron 19 taxa de macroalgas compartiendo hábitat con *C. filiformis*, de los cuales 8 especies pertenecieron al phylum Chlorophyta, 8 especies a Rhodophyta y 3 especies a Ochrophyta. Entre estas macroalgas, las Rhodophyta registraron la mayor biomasa promedio con  $216.8 \pm 57.4$  g.m<sup>-2</sup>, seguido de Chlorophyta con  $171.6 \pm 56.8$  g.m<sup>-2</sup>; mientras que Ochrophyta registró la menor biomasa ( $38.6 \pm 20.7$  g.m<sup>-2</sup>) (Figura 14).

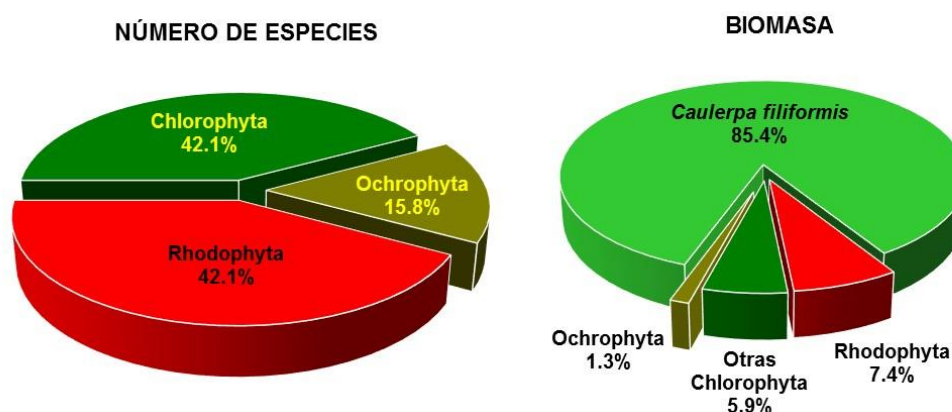


Figura 14: Número total de especies y biomasa de macroalgas por grupos taxonómicos en el área marina protegida.

Entre las macroalgas co-habitantes con *C. filiformis*, 4 especies fueron las más abundantes (Dominancia  $\geq 1\%$ ) *Chondracanthus chamissoi*, *Ulva papenfussii*, *Codium peruvianum* y *Myriogloea chilensis*. Asimismo, *C. chamissoi* estuvo presente durante todo el periodo de muestreo; mientras que *Codium peruvianum* presentó una frecuencia de 90%, *Colpomenia*

*sinuosa* y *Pleonosporium venustissimum* mostraron una frecuencia de 70% (Anexo 5). La similitud interna de la comunidad de macroalgas, asociada a *C. filiformis*, en el área marina protegida fue 21.32% y las especies con la contribución más alta (hasta 90%) fueron *C. chamissoi* y *Codium peruvianum* (Cuadro 8).

**Cuadro 8: Análisis SIMPER de la comunidad de macroalgas en el área marina protegida.**

Especies	Abund.	Sim.	Sim/SD	Contrib%	Acum%
<i>Chondracanthus chamissoi</i>	2.1	16.48	0.75	77.29	77.29
<i>Codium peruvianum</i>	0.98	2.91	0.31	13.62	90.91
<b>Promedio de similitud: 21.32%</b>					

Abund.: Abundancia promedio. Sim: Similitud promedio. SD: Desviación estándar.  
Contrib: Contribución. Acum: Acumulado.

#### 4.4.2. Área urbana

La comunidad de macroalgas en el área urbana registró un promedio de biomasa total de  $3321.0 \pm 232.7 \text{ g.m}^{-2}$ ; de esta biomasa el 97.1% estuvo compuesta por *Caulerpa filiformis* ( $3225.5 \pm 234.1 \text{ g.m}^{-2}$ ). Asimismo, se reportaron 18 taxa de macroalgas compartiendo hábitat con *C. filiformis*, de los cuales 12 especies pertenecieron al phylum Rhodophyta y 6 especies a Chlorophyta. Además se registró un tipo de pasto marino (Tracheophyta, Alismatales), presumiblemente *Ruppia maritima*.

Entre estas macrofitas co-habitantes con *C. filiformis*, las Chlorophyta registraron la mayor biomasa promedio con  $51.8 \pm 18.3 \text{ g.m}^{-2}$ , seguido de Rhodophyta con  $37.9 \pm 17.9 \text{ g.m}^{-2}$ , mientras que Tracheophyta registró la menor biomasa ( $5.8 \pm 4.0 \text{ g.m}^{-2}$ ) (Figura 15).

De las macroalgas asociadas a *C. filiformis*, la especie más abundante fue *Ulva papenfussii* (Dominancia  $\geq 1\%$ ) y estuvo presente en todos los muestreos. Mientras que *Chaetomorpha sp.* y *Pleonosporium venustissimum* mostraron una frecuencia del 70% (Anexo 6). La similitud interna de la comunidad de macroalgas, asociada a *C. filiformis*, en el área urbana fue 7.97% y las especies con la contribución más alta (hasta 90%) fueron *Ulva papenfussii*, *Chaetomorpha sp.* y *Pleonosporium venustissimum* (Cuadro 9).



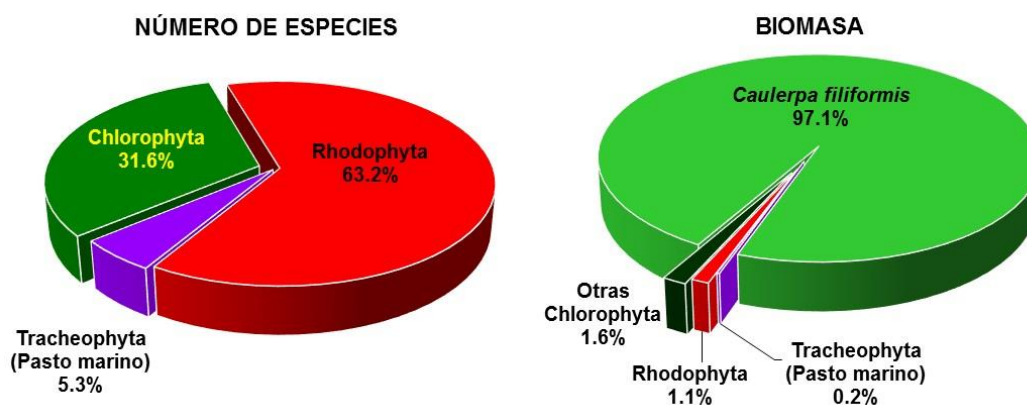


Figura 15: Número total de especies y biomasa de macrofitas por grupos taxonómicos en el área urbana.

**Cuadro 9: Análisis SIMPER de la comunidad de macroalgas en el área urbana.**

Especies	Abund.	Sim.	Sim/SD	Contrib%	Acum%
<i>Ulva papenfussii</i>	0.8	5.16	0.33	64.8	64.8
<i>Chaetomorpha sp.</i>	0.15	1.3	0.14	16.37	81.18
<i>Pleonosporium venustissimum</i>	0.21	0.89	0.14	11.16	92.34

**Promedio de similitud: 7.97%**

Abund.: Abundancia promedio. Sim: Similitud promedio. SD: Desviación estándar.  
Contrib: Contribución. Acum: Acumulado.

Así pues, mientras que en el área urbana la proporción de Rhodophyta fue mayor con respecto a Chlorophyta, en el área marina protegida las proporciones fueron iguales entre ellas. En el área urbana no se registraron especies del phylum Ochrophyta durante todo el periodo evaluado, en cambio, se reportó la presencia de una especie de pasto marino que no estuvo presente en el área marina protegida. La presencia del pasto marino en el área urbana estaría relacionada con características abióticas específicas de la zona, y que se diferencian del área marina protegida tales como TSM ligeramente más cálida, una mayor superficie de profundidades someras de 2 a 4 metros, flujo de corrientes más lento, y mayor proporción y uniformidad en la distribución de sedimentos areno-fangosos. Cabe señalar que la distribución de las praderas de pasto marino fue irregular, próxima a la orilla y se ubicó principalmente hacia el sur de la playa Santo Domingo, cercana a “La Aguada”. Lamentablemente, se desconoce si existe información disponible sobre la diversidad de macrofitas, específicamente para Santo Domingo y/o El Chaco, previa a la invasión de *C. filiformis*.

Con respecto al área marina protegida (Atenas-Cequión), hay evidencias de que la propagación de *C. filiformis* afecta negativamente a la comunidad de macroalgas. Por ejemplo, antes de la invasión de *C. filiformis*, en un estudio realizado en playa Atenas, Villacorta (2006) reportó un total de 31 especies de macroalgas a 3 metros de profundidad; de las cuales, el mayor número de especies correspondió al phylum Rhodophyta (21 especies), seguido por Chlorophyta (7 especies) y Ochrophyta (3 especies). En contraste, en este estudio se registraron un total de 19 especies, donde Rhodophyta y Chlorophyta presentaron iguales proporciones. Sin embargo, al igual que en esta investigación, Villacorta (2006) señaló que las especies con la mayor contribución a 3 metros de profundidad fueron *Chondracanthus chamissoi* y *Codium peruvianum*.

El hallazgo de *C. chamissoi* como la especie más abundante y más frecuente en playa Atenas, antes y después de la invasión de *C. filiformis*, estaría relacionado con la existencia de un importante núcleo de biomasa de esta alga que es objeto de extracción por los pescadores artesanales mediante buceo a pulmón (Flores *et al.* 2015).

En general, los resultados hallados en esta investigación fueron similares a los de Gil-Kodaka *et al.* (2000) en la bahía de Paracas, mucho antes de la invasión de *C. filiformis*, encontrando un total de 23 especies de macroalgas (frente a las 25 encontradas en este estudio), compuestos en su mayoría por Rhodophyta (14 especies), seguidas de Chlorophyta (7 especies) y Ochrophyta (3 especies). Aunque la evaluación de Gil-Kodaka *et al.* (2000), se centró básicamente en las zonas de Atenas y Cangrejal, y se desarrolló durante la recuperación de las praderas de macroalgas posterior a la mortandad masiva ocasionada por el evento El Niño 1997-1998.

Luego de la invasión de *C. filiformis* en la bahía de Paracas, ERM (2013) reportó una biomasa total de *C. filiformis* de 3328.7 g.m<sup>-2</sup>, que constituyó el 66.3% de la biomasa total de macroalgas. Mientras que en la presente investigación, *C. filiformis* obtuvo una biomasa promedio comparativamente menor (2864.2 g.m<sup>-2</sup>), pero que representó el 91.7% de la biomasa total de macroalgas. Asimismo, para la comunidad de macroalgas asociada a *C. filiformis*, ERM (2013) reportó una biomasa total de 1693 g.m<sup>-2</sup> (comparado con los 258.3 g.m<sup>-2</sup> encontradas en el presente estudio). En cambio, similar a los resultados de este estudio, ERM (2013) contabilizó un total de 24 especies (7 Chlorophyta, 4 Ochrophyta y 13 Rhodophyta), donde las Rhodophyta presentaron el mayor número de especies y la mayor

biomasa, siendo *Chondracanthus chamissoi* la especie más frecuente y abundante. En ningún caso ERM (2013) reportó especies del phylum Tracheophyta (pasto marino).

Es importante señalar que la evaluación realizada por ERM (2013) comprendió solo 2 muestreos puntuales al año; y en cambio, cubrió un área mucho mayor siguiendo la distribución de *C. filiformis* desde Atenas hasta playa San Andrés, aproximadamente a 11 kilómetros hacia el norte de El Chaco.

En otros lugares donde *C. filiformis* es la especie dominante, como la bahía de Sechura, IMARPE (2007a) reportó que *C. filiformis* constituía el 90.8% de la biomasa total de macroalgas, similar a lo encontrado en este estudio. En contraste, IMARPE (2007a) reportó solo 10 especies de macroalgas asociadas a *C. filiformis*, y solo estuvieron presentes los grupos Rhodophyta y Chlorophyta; de los cuales, las Rhodophyta conformaron la mayor biomasa. No obstante, el número de especies de Chlorophyta y Rhodophyta fueron similares (IMARPE 2007a).

De igual manera, en bahía Tortugas, IMARPE (2007b) encontró que *C. filiformis* representó el 91.5% de la biomasa total de macroalgas; aunque solo se reportaron 5 especies de macroalgas además de *C. filiformis*, y estuvieron constituidas casi exclusivamente por Rhodophyta, siendo *Rhodymenia flabellifolia* la más abundante dentro de este grupo (IMARPE 2007b).

#### **4.4.3. Análisis multivariado de la comunidad de macroalgas**

Los análisis cluster (al 20% de similitud) y de escalamiento multidimensional MDS (Stress = 0.15) permitieron establecer 2 grupos entre las muestras de las comunidades de macroalgas en ambas localidades evaluadas. El Grupo1 estuvo conformado por muestras del área urbana correspondientes a los meses de noviembre y diciembre del 2012, febrero, agosto, octubre y noviembre del 2013 (primavera, verano e invierno). Mientras que el Grupo2 comprendió todas las muestras del área marina protegida e incluyó 4 muestras del área urbana correspondientes a marzo, abril, junio y diciembre (finales de verano, otoño y finales de primavera) del 2013 (Figura 16).

La similitud entre las muestras del área urbana y el área marina protegida dentro del Grupo2 estuvo dada por la proporción relativamente alta de las especies *Chondracanthus chamissoi*, *Codium peruvianum* y *Ulva papenfussi*. La muestra del área urbana correspondiente a junio del 2013, mostró una similitud muy baja con las demás muestras del Grupo2 por incluir a la especie de pasto marino (Tracheophyta, Alismatales); en cambio, presentó coincidencias con otras especies en proporciones más bajas como *Gracilariopsis lemaneiformis*.

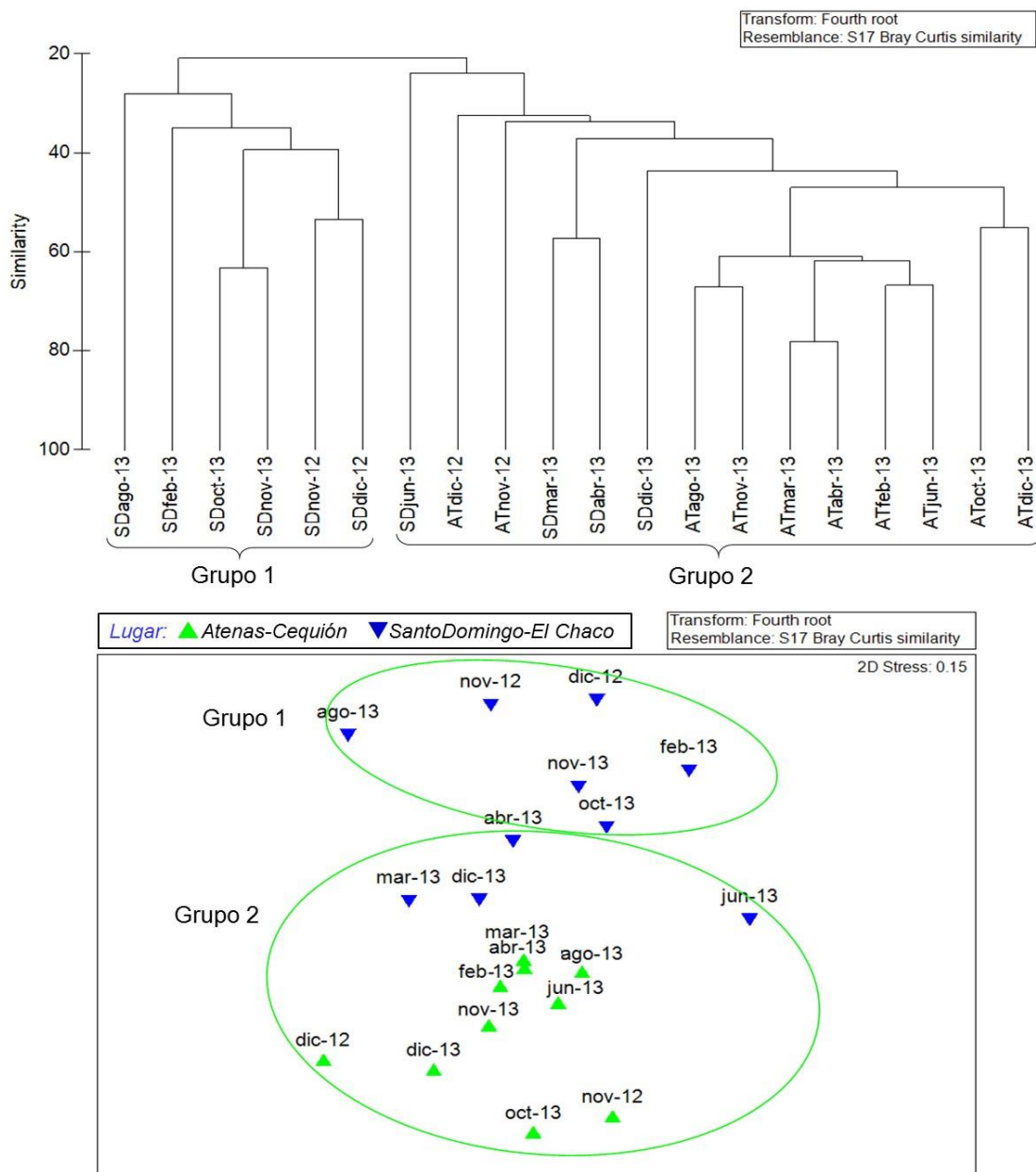


Figura 16: Análisis cluster y representación MDS de las comunidades de macroalgas. (AT = Atenas-Cequión; SD = Santo Domingo-El Chaco).

Un ANOSIM reveló diferencias significativas ( $p = 0.0001$ ) entre los grupos 1 y 2 del análisis cluster; aunque estas diferencias no fueron muy fuertes debido al bajo valor de R (R global = 0.227). Sin embargo, los resultados del análisis SIMPER mostraron una disimilitud del 95.58% entre el Grupo 1 y el Grupo 2, y que fue causada principalmente por *Chondracanthus chamissoi*, *Ulva papenfussii*, *Codium peruvianum*, *Chaetomorpha sp.* y *Pleonosporium venustissimum* (Cuadro 10).

De esta manera, las especies más abundantes en el Grupo 1 fueron *Ulva papenfussii*, *Pleonosporium venustissimum* y *Chaetomorpha sp.*; mientras que en el Grupo 2 fueron *Chondracanthus chamissoi*, *Codium peruvianum* y *Ulva papenfussii* (Cuadro 10).

**Cuadro 10: ANOSIM y SIMPER entre grupos establecidos después del análisis cluster.**

ANOSIM entre grupos: R Global = 0.227; $p = 0.0001$ ; Permutaciones = 9999						
Especies	Abund. Grupo1	Abund. Grupo2	Disim.	Disim/SD	Contrib Disim%	Acum. %
<i>Chondracanthus chamissoi</i>	0.02	1.64	24.87	0.85	26.02	26.02
<i>Ulva papenfussii</i>	0.75	0.7	19.64	0.71	20.55	46.57
<i>Codium peruvianum</i>	0	0.74	9.15	0.5	9.58	56.14
<i>Chaetomorpha sp.</i>	0.17	0.06	7.33	0.37	7.67	63.81
<i>Pleonosporium venustissimum</i>	0.22	0.17	7.14	0.43	7.47	71.28
<i>Polysiphonia sp.</i>	0.05	0.17	3.28	0.25	3.43	74.71
<i>Cryptonemia sp.</i>	0.16	0.01	2.68	0.24	2.8	77.51
<i>Gracilariopsis lemaneiformis</i>	0.02	0.15	2.62	0.24	2.74	80.25
<i>Colpomenia sinuosa</i>	0	0.27	2.61	0.35	2.73	82.98
<i>Polysiphonia sphaerocarpa</i>	0.11	0.12	2.6	0.26	2.72	85.7
<i>Ulva costata (nematoidea)</i>	0.05	0.16	2.44	0.23	2.55	88.26
<i>Ahnfeltiopsis furcellata</i>	0.04	0.07	2.27	0.24	2.37	90.63

**Promedio de disimilitud: 95.58%**

Abund.: Abundancia promedio. Disim.: Disimilitud promedio. SD: Desviación estándar. Contrib. Disim.: Contribución a la disimilitud. Acum.: Acumulado.

Similarmente, otro ANOSIM, encontró diferencias significativas ( $p = 0.0001$ ) entre las comunidades de macroalgas de ambas localidades evaluadas (área marina protegida y área urbana); y como en el caso anterior, estas diferencias no fueron muy fuertes debido al bajo valor de R (R global = 0.232). Sin embargo, un análisis SIMPER demostró una disimilitud del 95.21% entre el área marina protegida y el área urbana, y que fue causada principalmente por *Chondracanthus chamissoi*, *Ulva papenfussii* y *Codium peruvianum* (Cuadro 11). De

esta manera, las especies más abundantes en el área marina protegida fueron *C. chamissoi* y *C. peruvianum*; mientras que en el área urbana fue *U. papenfussii*, *Pleonosporium venustissimum* y *Chaetomorpha sp.* (Cuadro 11).

**Cuadro 11: ANOSIM y SIMPER entre ambas áreas evaluadas.**

<b>ANOSIM entre grupos: R Global = 0.232; p = 0.0001; Permutaciones = 9999</b>						
<b>Especies</b>	<b>Abund. At-Ceq</b>	<b>Abund. Sd-EC</b>	<b>Disim.</b>	<b>Disim/SD</b>	<b>Contrib Disim%</b>	<b>Acum. %</b>
<i>Chondracanthus chamissoi</i>	2.1	0.22	30.39	1.04	31.92	31.92
<i>Ulva papenfussii</i>	0.63	0.8	15.58	0.66	16.37	48.29
<i>Codium peruvianum</i>	0.98	0.06	11.79	0.6	12.39	60.67
<i>Pleonosporium venustissimum</i>	0.17	0.21	5.52	0.4	5.79	66.47
<i>Chaetomorpha sp.</i>	0.03	0.15	4.88	0.31	5.12	71.59
<i>Colpomenia sinuosa</i>	0.38	0	3.5	0.42	3.67	75.26
<i>Polysiphonia sp.</i>	0.17	0.1	2.95	0.26	3.1	78.37
<i>Myriogloea chilensis</i>	0.28	0	2.84	0.26	2.98	81.35
<i>Gracilariopsis lemaneiformis</i>	0.1	0.11	2.4	0.26	2.52	83.87
<i>Ahnfeltiopsis furcellata</i>	0.1	0.03	2.34	0.25	2.46	86.32
<i>Ulva costata (nematoidea)</i>	0.15	0.1	2.21	0.25	2.32	88.64
<i>Polysiphonia sphaerocarpa</i>	0.13	0.11	2.07	0.25	2.17	90.81
<b>Promedio de disimilitud: 95.21%</b>						

Abund.: Abundancia promedio. Disim.: Disimilitud promedio. SD: Desviación estándar. Contrib. Disim.: Contribución a la disimilitud. Acum.: Acumulado.

La estructura comunitaria de macroalgas asociadas a *C. filiformis* no fue muy diferente entre ambas localidades evaluadas. En el área marina protegida las especies más abundantes y más frecuentes fueron *Chondracanthus chamissoi* y *Codium peruvianum*; aunque también destacaron por su biomasa *Ulva papenfussii* y *Myriogloea chilensis*. Mientras que en el área urbana *U. papenfussi* fue la más abundante y la más frecuente; destacando además por su frecuencia *Chaetomorpha sp.* y *Pleonosporium venustissimum*.

*C. chamissoi*, *C. peruvianum* y *M. chilensis* son especies de hábito perenne (Guiry y Guiry 2017), de lento crecimiento, que se encuentran asociadas a sustratos duros; debido a su forma erecta, corticada, carnosa y ramificada, contribuyen a incrementar la heterogeneidad espacial de la comunidad y están asociadas con ambientes más estables (Littler y Littler 1984) y menos contaminados; son muy variables y están influenciados por diversos factores como competencia con otros grupos de algas, disponibilidad de sustrato y sedimentación (Valdivia 2014). Mientras que las formas foliosas, como *Ulva papenfussii*, y filamentosas como

*Chaetomorpha* sp. (Cladophoraceae) y *P. venustissimum* (Ceramiaceae) son especies oportunistas, cosmopolitas, de rápido crecimiento, elevada productividad y talo simple, con una alta proporción de superficie sobre volumen (en el caso de *Ulva*), y están asociadas con ambientes más inestables (Littler y Littler 1980). Así por ejemplo, Valdivia (2014) encontró que las algas foliáceas y filamentosas presentan mayor cobertura y biomasa en sitios contaminados de la bahía de La Habana y la desembocadura del río Almendares (Cuba). Especies filamentosas como *Ceramium* y *Cladophora* pueden aumentar considerablemente en sitios impactados por la actividad humana respondiendo a un incremento en las concentraciones de nutrientes en la columna de agua (Steneck y Dethier, Lapointe *et al.*, citados por Valdivia 2014).

Los miembros del género *Ulva* (Ulvaceae, Chlorophyta) son especies pioneras por que se encuentran en los estadios iniciales de sucesión de macrofitas (Littler y Littler 1980). Se han usado desde la década de 1970, en algunos países, como biofiltros para remover contaminantes químicos de nitrógeno y fósforo, que a menudo se encuentran en aguas residuales domésticas y desechos de instalaciones acuícolas (Cohen y Neori, Neori *et al.*, Jiménez del Río *et al.*, citados por Largo *et al.* 2004). Por lo tanto, *Ulva* ha sido etiquetada como “indicador de contaminación” debido a la acumulación de su biomasa en aguas altamente contaminadas (Morand *et al.*, citados por Largo *et al.* 2004).

Es importante señalar el hallazgo de *P. venustissimum* como epífita de *C. filiformis* en la parte apical de las frondas; así como también en *C. chamissoi* y *U. papenfussii* (observación personal). El epifitismo ha sido observado en varios miembros de la Familia Ceramiaceae (p. ej. Tokida y Inaba 1950, Abbott 1979, Buschmann *et al.* 1997).

Las características morfo-funcionales de las macroalgas del área urbana sugieren un alto grado de perturbación por contaminación de origen antropogénico, incluso antes de la invasión de *C. filiformis*. En el área marina protegida, en cambio, la comunidad de macroalgas se encontraba en un proceso de sucesión intermedio, y esto estaría relacionado con la hipótesis de perturbación media propuesta por Villacorta (2006). Es interesante que después de la invasión de *C. filiformis*, la comunidad de macroalgas en el área marina protegida mantenga parte de su estructura (aunque con una biomasa comparativamente mucho menor), haciendo suponer que se trataría de una comunidad con un alto grado de resiliencia, donde especies como *C. chamissoi*, a pesar de su hábito perenne y lento

crecimiento, puede alcanzar un alto grado de productividad y competitividad, como fue observado por Pariona (2004) en un ensayo de colonización sobre sustratos calcáreos en el submareal somero de playa Mendieta (Reserva Nacional de Paracas). *C. chamissoi* y *Ulva costata* compitieron por colonizar dichos sustratos instalados en campo; aunque la fijación de *U. costata* se dio más rápido y su crecimiento fue más acelerado, las largas láminas de *U. costata* fueron desprendidas por efecto de las corrientes, dejando espacio libre a *C. chamissoi* que se estableció, y con el tiempo, llegó a desplazar a *U. costata* de los sustratos calcáreos (Pariona 2004).

#### **4.4.4. Descriptores comunitarios de macroalgas**

La biomasa de macroalgas en el área marina protegida mostró una cierta tendencia estacional con un pico de biomasa observado en verano, alcanzando un total de 562.25 g.m<sup>-2</sup> en febrero del 2013, y que fue aportado principalmente por *C. chamissoi*. Después, un segundo incremento de biomasa fue registrado en invierno, llegando a una máxima de 620.5 g.m<sup>-2</sup> en agosto del 2013, debido a incrementos significativos en la biomasa de *Codium peruvianum* y *Ulva papenfussii*. Los valores mínimos de abundancia, en cambio, ocurrieron en primavera (noviembre) del 2012 y fines de otoño (junio) del 2013 con 298.75 y 286.73 g.m<sup>-2</sup>, respectivamente. No obstante, dada la alta variabilidad de los datos, no se encontraron diferencias estadísticas significativas ( $p > 0.05$ ) entre los promedios de biomasa de macroalgas en el área marina protegida (Figura 17A).

En el área urbana, en cambio, la biomasa de macroalgas no mostró una tendencia estacional clara. Así, se detectaron 3 incrementos importantes de biomasa, el primero ocurrió a finales del verano con 185.63 g.m<sup>-2</sup>, en marzo del 2013, y fue aportado principalmente por *C. chamissoi* y *Ulva costata*. El segundo pico de biomasa se reportó a finales de otoño, alcanzando un valor máximo de 213.25 g.m<sup>-2</sup> en junio del 2013, debido a incrementos significativos de *Cladophora sp.*, *Ulva papenfussii* y el pasto marino. Finalmente el tercer aumento de biomasa se registró en primavera (noviembre) del 2013 con 194.13 g.m<sup>-2</sup>, y fue aportado principalmente por *Ulva papenfussii*. Las biomásas mínimas, en cambio, ocurrieron en verano e invierno (febrero y agosto del 2013) con 10.38 y 16.25 g.m<sup>-2</sup>, respectivamente. Similar al caso anterior, no se encontraron diferencias estadísticas significativas ( $p > 0.05$ ) entre los promedios de biomasa de macroalgas en el área urbana (Figura 17B).



El número de especies de macroalgas en el área marina protegida tampoco evidenció una tendencia estacional. A finales de primavera del 2012 se registró un mínimo de 0.9 especies.m<sup>-2</sup>, que fue seguido por un importante incremento hasta alcanzar un valor máximo en verano de 3.3 especies.m<sup>-2</sup>, en febrero del 2013. Después de esto la riqueza específica de macroalgas fue en descenso durante el resto del periodo evaluación. Sin embargo, no se encontraron diferencias estadísticas significativas ( $p > 0.05$ ) entre los promedios de riqueza de macroalgas en el área marina protegida (Figura 17C).

En el área urbana, el número de especies por muestra fue bastante bajo y tampoco se observó ninguna tendencia estacional, sino que se mantuvo casi constante en el tiempo fluctuando entre 0.9 y 1.6 especies.m<sup>-2</sup>. Tanto el mínimo como el máximo fueron registrados en primavera del 2013, con 0.6 especies.m<sup>-2</sup> en noviembre y 1.8 especies.m<sup>-2</sup> en diciembre, respectivamente. Aquí tampoco se encontraron diferencias estadísticas significativas ( $p > 0.05$ ) entre los promedios de riqueza de macroalgas (Figura 17D).

El índice de diversidad de Shannon-Wiener, en el área marina protegida, no evidenció una tendencia estacional, si no que se mostró muy fluctuante durante el periodo evaluado. De esta manera, se reportó un valor mínimo en diciembre del 2012 con  $H' = 0.004$ ; seguido de un pico de diversidad en verano con  $H' = 0.37$  (febrero del 2013) y otro en otoño, con  $H' = 0.46$  en abril. Otros 2 incrementos de diversidad fueron registrados en primavera con  $H' = 0.49$  y  $0.45$  en octubre y diciembre del 2013, respectivamente. Todos estos incrementos fueron precedidos de importantes descensos de diversidad. Aun así, no se encontraron diferencias estadísticas significativas ( $p > 0.05$ ) entre los promedios de diversidad de macroalgas en el área marina protegida (Figura 17E).

En el área urbana, los valores de diversidad de macroalgas fueron muy bajos y tampoco mostraron alguna tendencia estacional, sino que fluctuaron entre  $H' = 0.04$  y  $H' = 0.22$ . Los valores mínimos de diversidad fueron registrados en noviembre del 2012 y noviembre del 2013 con  $H' = 0.037$  y  $0.036$ , respectivamente. A finales de verano, se observó un valor máximo de  $H' = 0.22$  en marzo del 2013. Luego se observó un segundo pico de diversidad a finales de otoño con  $H' = 0.17$  en junio; y otros 2 picos en primavera del 2013 con  $H' = 0.21$  en octubre y diciembre. Estos picos estuvieron precedidos de fuertes descensos de diversidad. Sin embargo, no se encontraron diferencias estadísticas significativas ( $p > 0.05$ ) entre los promedios de diversidad de macroalgas en el área urbana (Figura 17F).

Los valores de equidad de Pielou, tampoco presentaron estacionalidad en el área marina protegida. Dos valores mínimos reportados en noviembre ( $J' = 0.07$ ) y diciembre ( $J' = 0.005$ ) del 2012, precedieron a un ascenso en los valores de equidad que alcanzó un máximo en otoño con  $J' = 0.48$ , en abril del 2013. Otros 2 incrementos de equidad fueron registrados en primavera, en octubre ( $J' = 0.4$ ) y diciembre ( $J' = 0.38$ ) del 2013, los cuales estuvieron precedidos por descensos de equidad. En este caso, una prueba de Kruskal-Wallis, encontró diferencias estadísticas significativas ( $p < 0.05$ ) entre los promedios de equidad de macroalgas en el área marina protegida, siendo la muestra de diciembre del 2012 diferente de las demás (Figura 17G).

En el área urbana, los valores de equidad de macroalgas fueron más bajos que en el área marina protegida y tampoco mostraron estacionalidad, sino que fluctuaron entre  $J' = 0.05$  y  $J' = 0.22$ . El valor mínimo de equidad  $J' = 0.05$  fue registrado en los meses de abril, agosto y noviembre del 2013. En cambio, se observaron 3 picos de equidad. Uno fue reportado en verano (febrero) con  $J' = 0.21$ ; el segundo, a fines de otoño con  $J' = 0.19$ , en junio; y el tercero en primavera, con el máximo valor de  $J' = 0.23$ , en octubre del 2013. Estos 2 últimos picos fueron precedidos por descensos significativos de equidad. No obstante, no se encontraron diferencias estadísticas significativas ( $p > 0.05$ ) entre los promedios de equidad de macroalgas en el área urbana (Figura 17H).

Por otro lado, un PERMANOVA de dos vías evidenció diferencias significativas en el número de especies de macroalgas, y diferencias significativas muy altas en la biomasa total, diversidad de Shannon y equidad de Pielou entre ambas localidades evaluadas. Sin embargo, no se encontraron diferencias significativas entre las fechas de muestreo, ni tampoco en la interacción lugar por fecha de muestreo para ninguno de los descriptores comunitarios de macroalgas (Cuadro 12).

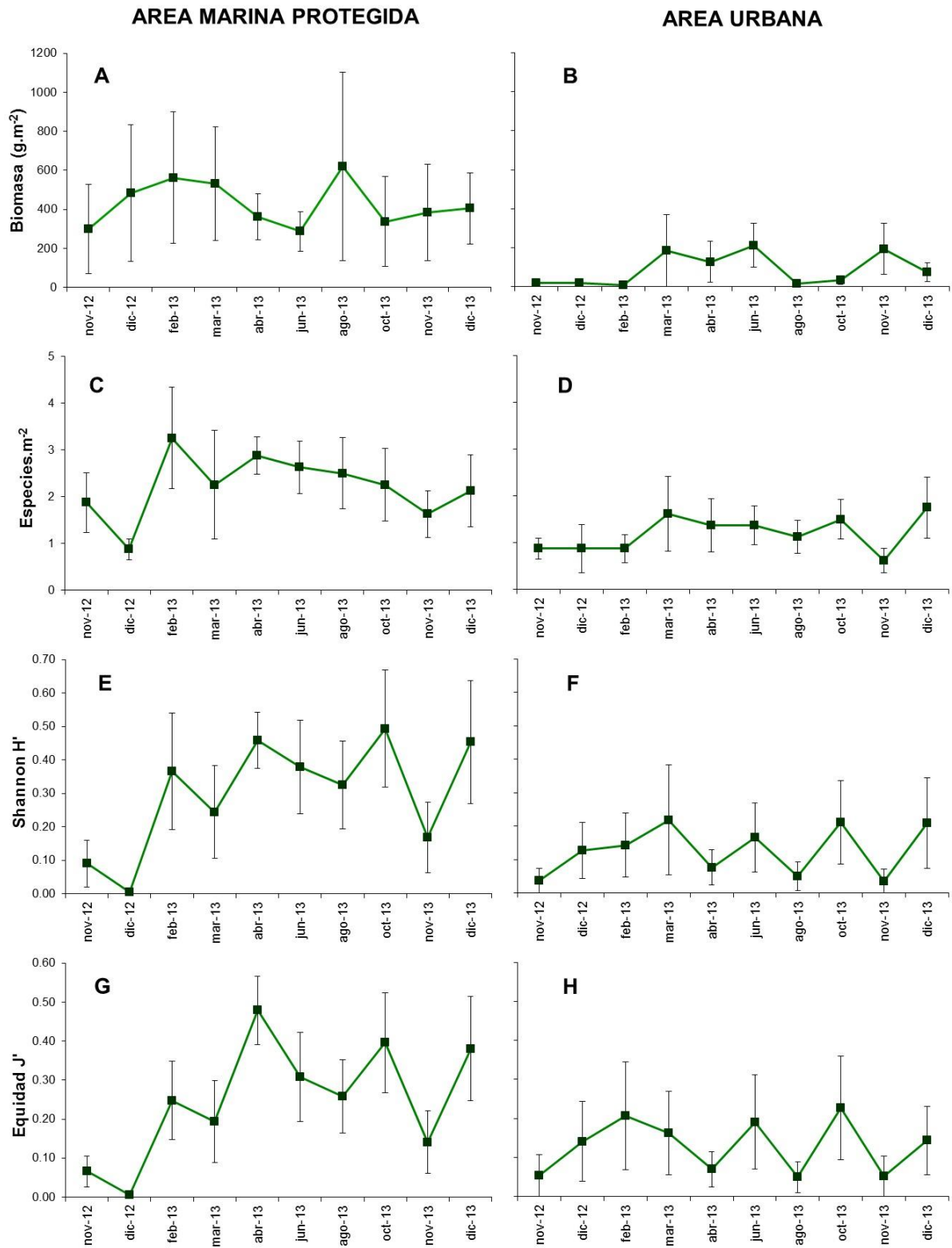


Figura 17: Descriptores comunitarios de macroalgas en ambas localidades evaluadas.

**Cuadro 12: PERMANOVA de dos vías de los descriptores comunitarios de macroalgas entre ambas localidades de muestreo.**

		Biomasa total	Número de especies	Índice de Shannon (H')	Equidad de Pielou (J')
Fuente de variación	Gl	CM	CM	CM	CM
Lugar	1	2.5285***	1.0489*	3.2198***	3.4115***
Fecha	9	0.35018	0.19419	0.35771	0.35024
Interaction (Lugar*Fecha)	9	0.33633	0.22479	0.25038	0.25158
Residual	140	0.34718	0.23162	0.24257	0.23593

Gl = Grados de libertad. CM = Cuadrados medios. \* significa  $p < 0.05$ , \*\* significa  $p < 0.01$  y \*\*\* significa  $p < 0.001$ .

#### 4.4.5. Correlación entre variables de la comunidad de macroalgas

En la pradera del área marina protegida no se detectó ninguna correlación significativa de los descriptores comunitarios de macroalgas con la biomasa ni con la cobertura de *Caulerpa filiformis*. Por otro lado, en la pradera del área urbana, en cambio, se encontraron correlaciones significativas e inversas entre la biomasa de *C. filiformis* y la riqueza de macroalgas, así como con la biomasa de *Pleonosporium venustissimum*. Similarmente, se detectó una correlación inversa entre la cobertura de *C. filiformis* y la biomasa de *Ulva papenfussi* (Cuadro 13, Anexos 7 y 8).

**Cuadro 13: Correlaciones de Spearman entre macroalgas, biomasa y cobertura de *Caulerpa filiformis*.**

Macroalgas	Área marina protegida		Área urbana	
	Biomasa <i>Caulerpa</i>	Cobertura <i>Caulerpa</i>	Biomasa <i>Caulerpa</i>	Cobertura <i>Caulerpa</i>
Número de especies	n.s.	n.s.	-0.29*	n.s.
<i>Ulva papenfussi</i>	n.s.	n.s.	n.s.	-0.23*
<i>Pleonosporium venustissimum</i>	n.s.	n.s.	-0.33**	n.s.

Valores Rho. \* =  $p < 0.05$ ; \*\* =  $p < 0.01$ ; \*\*\* =  $p < 0.001$ ; n.s. = no significativo.

La ausencia de correlaciones entre los descriptores comunitarios de macroalgas y la biomasa y cobertura de *C. filiformis* en el área marina protegida, aparentemente supondría que la invasión de *C. filiformis* no afecta a la comunidad de macroalgas. Sin embargo, considerando el periodo de febrero a diciembre del 2013, se encontraron correlaciones significativas ( $p < 0.05$ ) e inversas, entre la biomasa de *C. filiformis* con la biomasa ( $\rho = -0.42$ ) y número de especies ( $\rho = -0.30$ ) de macroalgas, y la biomasa de *C. chamissoi* ( $\rho = -0.43$ ); sugiriendo

así que el incremento de biomasa de *C. filiformis* afecta negativamente a la comunidad de macroalgas en el área marina protegida, especialmente a *C. chamissoi*. Esto puede ser corroborado al examinar los valores bajos de biomasa y número de especies, en comparación a los obtenidos por Villacorta (2006), previo a la invasión de *C. filiformis*. De manera similar, los valores de diversidad y equidad de macroalgas fueron muy bajos durante todo el periodo de evaluación. Asimismo, las altas variaciones registradas en todos los descriptores comunitarios de macroalgas indican que se trata de una comunidad inestable y perturbada por la invasión de *C. filiformis*.

En el área urbana, las correlaciones negativas encontradas, señalan que el incremento de biomasa de *C. filiformis* conlleva a una disminución en el número de especies de macrofitas. Además, se vieron afectadas las biomásas de dos especies representativas del área urbana. Así, la correlación negativa entre la cobertura de *C. filiformis* y la biomasa de *Ulva papenfussi* sugiere una fuerte competencia por el espacio, donde *C. filiformis* ha desplazado a *U. papenfussi*, al convertirse en la especie dominante, ocupando en gran medida el espacio disponible. Similarmente, la correlación negativa con *Pleonosporium venustissimum* (especie epífita), supondría un posible control alelopático por reducción del epifitismo sobre las frondas de *C. filiformis* (Cummings y Williamson 2008). Los promedios de biomasa, número de especies, diversidad y equidad de macroalgas fueron más bajos que los reportados para el área marina protegida. La ausencia de estacionalidad y las altas variaciones registradas en todos los descriptores comunitarios de macroalgas, sugieren que se trata de una comunidad altamente inestable y fuertemente perturbada, por el efecto combinado de la contaminación y la invasión de *C. filiformis*.

Por ejemplo, el incremento de la carga de nutrientes, es considerado un factor antropogénico que aumenta la dominancia de especies no nativas en muchos sistemas naturales (Hobbs y Huenneke; Burke y Grime, citados por Gennaro y Piazzì 2011). Un incremento de nutrientes es perjudicial para las plantas de crecimiento lento que están adaptadas a hábitats pobres en nutrientes y crea condiciones favorables para las plantas de rápido crecimiento, tales como macroalgas exóticas, facilitando así su propagación (Stimson *et al.*, Lapointe *et al.*, citados por Gennaro y Piazzì 2014).

En el Mediterráneo, las características de los sedimentos del fondo marino impactados por aguas residuales urbanas aumentan la competitividad de *Caulerpa taxifolia* cuando entra en

contacto con el pasto marino (Chisolm *et al.*, Ceccherelli y Cinelli, citados por Gennaro y Piazzi 2011). Asimismo, la estimulación de las altas abundancias de *Caulerpa* (*Caulerpa prolifera* y *C. racemosa*) están desplazando a las praderas de pasto marino a través de la modificación de las condiciones del sedimento volviéndolas adversas para su crecimiento. Por tanto, todos estos factores habrían facilitado la propagación de *C. filiformis* en la bahía de Paracas, porque *Caulerpa* prospera mejor en ambientes modificados, en particular en hábitats donde las especies nativas ya están estresadas por otros factores (Holmer *et al.* 2009, Gennaro y Piazzi 2011, Gennaro y Piazzi 2014).

Las especies introducidas a menudo se vuelven más invasivas en los ecosistemas afectados. Por ejemplo, el alga parda *Sargassum muticum* sustituye a *Zostera marina* en praderas dañadas de la costa atlántica francesa (Givernaud *et al.*, citados por Box *et al.* 2010) y el alga verde *Enteromorpha radiata*, se distribuye en las praderas mixtas y deterioradas de *Zostera noltii* y *Z. marina* en las costas de Gran Bretaña (Der Hartog, citado por Box *et al.* 2010). En particular, las praderas regresivas de *Posidonia oceanica* son más propensas a ser invadidas por *C. racemosa* var. *cylindracea* que las praderas saludables (Ceccherelli *et al.*, citados por Box *et al.* 2010).

En ese sentido, la bahía de Paracas presenta un grado de contaminación por materia orgánica que se ha venido reportando por numerosos trabajos anteriores (Maldonado 1988, Jacinto *et al.* 1996 a,b, Solís 2000, Solís e Inca 2000, Velazco y Solís 2000, PNUMA y CONAM 2007, IMARPE 2010, Lomovasky *et al.* 2011, Jacinto 2014, ECOPLAYAS 2015), particularmente el área urbana (Santo Domingo y El Chaco). Esto explicaría los bajos registros de biomasa, número de especies, diversidad y equidad de macroalgas obtenidos en el área urbana, en comparación al área marina protegida.

Los efectos de la colonización de *C. racemosa* en el Mediterráneo, y de la deposición de sedimentos, parecen ser muy similares, dando como resultado una disminución de las especies erectas y postradas, mientras que las del tipo césped no fueron afectadas. Los mecanismos sinérgicos entre la deposición del sedimento y la colonización de *C. racemosa* dieron como resultado una fuerte disminución en el porcentaje de cobertura de las principales especies estructurales en áreas donde ocurrieron las dos perturbaciones (Piazzi *et al.* 2005).

Gennaro y Piazzì (2014) sugieren que la identidad morfo-funcional de las algas puede ser más importante que la diversidad en la determinación de la resistencia de las comunidades de macroalgas a la invasión de *Caulerpa*. Piazzì *et al.* (2001), en un estudio sobre la invasión de dos especies de *Caulerpa* (*C. racemosa* y *C. taxifolia*) en el Mediterráneo, reportaron que la invasión de *C. racemosa*, empobreció a la comunidad de macroalgas. La cobertura, el número de especies y la diversidad de macroalgas cayeron. Las especies costrosas fueron más afectadas en comparación con las especies erguidas. En cambio, la colonización de *C. taxifolia* trajo como resultado la desaparición de las algas carnosas con sus epífitas antes que las especies filamentosas, mientras que las especies costrosas mostraron la mayor resistencia (Piazzì *et al.* 2001). En contraste, en el presente trabajo, las especies erguidas resistieron a la invasión de *C. filiformis* en el área marina protegida; mientras que las especies foliosas y filamentosas soportaron en el área urbana.

Por otro lado, varios autores han descrito una reducción de la diversidad alfa en las comunidades de macroalgas invadidas por *C. racemosa* (Piazzì *et al.* 2001, Balata *et al.*, citados por Piazzì y Balata 2008). Este efecto puede estar relacionados con el rápido crecimiento estolonífero del alga (Ruitton *et al.* 2005) que puede inhibir el crecimiento de otras especies sésiles. La inhibición también puede aumentar mediante la captura de sedimentos (Piazzì *et al.* 2005, Piazzì y Balata 2008). Así, las especies invasoras como *C. racemosa* pueden modificar la disponibilidad y flujo de nutrientes en un ecosistema alterando el ciclo biogeoquímico, contribuir a cambios en flujo de energía a través de las redes tróficas y afectar la disponibilidad o calidad de recursos, incluyendo las características físicas y químicas del hábitat, tales como disponibilidad del espacio, propiedades del sedimento, régimen de luz y calidad del agua (Vitousek, Crooks, citados por Vázquez-Luis *et al.* 2009, Piazzì y Balata, Pacciardi *et al.*, citados por Gennaro y Piazzì 2014, Katsanevakis *et al.* 2014). Por lo tanto, *C. filiformis*, al igual que *C. racemosa*, puede ser considerada como un motor del cambio ecológico, ya que desempeña un papel de conductor (Gennaro y Piazzì 2014). El papel de conductor desempeñado por un invasor se fortalece cuando se lo reconoce como un "ingeniero ecosistémico" o "especie fundadora" (Wright y Jones, Bruno *et al.*, citados por Gennaro y Piazzì 2014) debido a su capacidad de modificar el entorno abiótico e influir en la organización de la comunidad (Crooks, citado por Gennaro y Piazzì 2014). Sin embargo, Gennaro y Piazzì (2014) demuestran que la propagación de *C. racemosa* también está influenciada por cualquier cambio ambiental que cause un cambio de comunidades dominadas por dosel a dominados por césped. Por lo tanto, *C. racemosa* puede

ser considerada también como un pasajero del cambio ecológico, ya que puede beneficiarse de la degradación de la complejidad estructural de las comunidades actuando como una especie oportunista (Gennaro y Piazzi 2014). Análogamente, *C. filiformis* desempeña un doble rol de conductor y pasajero del cambio ecológico en la bahía de Paracas.

La competencia por recursos (predominantemente por el espacio y secundariamente por alimentos o nutrientes) es el mecanismo más comúnmente reportado por el cual las especies nativas son desplazadas. Especies como *Caulerpa cylindracea*, *C. taxifolia*, *Codium fragile* subsp. *fragile*, *Gracilaria vermiculophylla*, *Grateloupia turuturu*, *Sargassum muticum* y *Undaria pinnatifida* pueden dominar las comunidades de algas superando a las macroalgas nativas y los invertebrados sésiles creando praderas densas, monoespecíficas y microhábitats homogéneos o son lo suficientemente grandes como para reducir eficazmente la luz que llega a las especies del subdosel (Katsanevakis *et al.* 2014).

Los resultados sugieren que los hábitats mediterráneos invadidos por *C. racemosa* tienden a perder sus patrones naturales de variabilidad, llevando a una reducción de la diversidad beta. La pérdida de variabilidad espacial en diferentes hábitats o regiones contribuye a lo que se conoce como "homogeneización biótica" (McKinney y Lockwood, citados por Piazzi y Balata 2008). La homogeneización biótica se considera una de las formas más destacadas de empobrecimiento biótico en todo el mundo y un aspecto importante en la ecología de las invasiones (Smart *et al.*, citados por Piazzi y Balata 2008).

La homogeneización taxonómica y funcional puede reducir la capacidad de las comunidades para reaccionar a la perturbación, aumentando la vulnerabilidad a eventos de gran escala, como alteraciones ambientales o invasiones biológicas adicionales (Cohen y Carlton, citados por Piazzi y Balata 2008). La baja diversidad funcional también puede conducir a una sincronía temporal en la dinámica de la población y a una falta de uso complementario de los recursos en el tiempo, aumentando la disponibilidad de recursos para las especies no nativas (Stachowicz *et al.*, citados por Piazzi y Balata 2008).

Finalmente, la invasión biológica es reconocida como un elemento importante del cambio climático global y un principal conductor de modificación del ecosistema (Vitousek *et al.*, citados por Gennaro y Piazzi 2011).



## V. CONCLUSIONES

Las características físicas del hábitat como tipo de sustrato y calidad del ambiente marino (p. ej. contaminación por materia orgánica) influyen en la abundancia y propagación de *Caulerpa filiformis*. Particularmente, se encontró una correlación positiva con el sedimento arenoso. Asimismo, la biomasa y cobertura de *C. filiformis* fueron significativamente más altas en el área urbana con respecto al área marina protegida. Por tanto, la primera hipótesis se considera verdadera.

La biomasa y cobertura de *C. filiformis* no mostraron una tendencia estacional. En el área marina protegida se observó un incremento constante durante todo el periodo de muestreo. En el área urbana se observaron incrementos significativos a finales de primavera y una fuerte disminución durante el verano; asimismo, fue evidente un incremento constante durante los meses de otoño e invierno. En ningún caso se encontraron correlaciones con la temperatura superficial del mar.

La estructura y dinámica comunitaria de la fauna epibentónica, asociada a *C. filiformis*, fueron muy similares en ambas localidades evaluadas, independientemente de las características físicas del hábitat; lo cual no apoya la segunda hipótesis. En contraste, la estructura y dinámica comunitaria de macroalgas, fueron diferentes entre el área marina protegida y el área urbana; y, estuvieron en función al tipo de sustrato y calidad del ambiente marino. Por tanto, este resultado sí apoya la segunda hipótesis.

La dinámica comunitaria de fauna epibentónica mostró una correlación positiva con la abundancia y propagación de *C. filiformis*; y esto fue más evidente en el área marina protegida. Asimismo, en ambas localidades de evaluación se reportaron abundancias de fauna epibentónica muy altas. En cambio, se estableció una correlación negativa entre el número de especies de macroalgas y la biomasa de *C. filiformis*. Además, los valores de biomasa de macroalgas fueron muy bajos, particularmente en el área urbana. Por tanto, la tercera hipótesis se considera verdadera.

La presencia de *C. filiformis* tuvo un efecto positivo sobre la comunidad de fauna epibentónica y un efecto negativo sobre la comunidad de macroalgas concurrentes.

En ambas localidades evaluadas, la fauna epibentónica registró un total de 10 Phyla. Los grupos taxonómicos con mayor densidad y mayor número de especies fueron Crustacea, Polychaeta y Mollusca. La especie más abundante fue el poliqueto nereidido *Pseudonereis gallapagensis*; mientras que la especie más frecuente fue el crustáceo decápodo *Eurypanopeus transversus*.

Los descriptores comunitarios de fauna epibentónica (densidad, número de especies y diversidad de Shannon) fueron muy similares entre ambas localidades evaluadas, y presentaron valores altos. Asimismo, se evidenciaron incrementos significativos hacia el final del periodo de evaluación (primavera del 2013).

Las especies de fauna epibentónica más representativas fueron: *Pseudonereis gallapagensis*, *Gammarus sp.*, *Balanus laevis*, *Semimytilus algosus*, *Crepidatella dilatata*, *Lumbrineris tetraura*, *Elasmopus sp.*, *Platynereis australis*, *Erichthonius punctatus*, *Caprella scaura*, *Monocorophium sp.*, *Anthozoa*, *Romaleon polyodon* y *Tanaidacea*.

El gran número de anfípodos y otros pequeños crustáceos encontrados en las praderas de *C. filiformis*, destaca la importancia de esta alga como fuente de recursos alimenticios para otros animales (p. ej. peces).

Las macroalgas concurrentes con *C. filiformis* en el área marina protegida, pertenecieron a 3 phyla: Rhodophyta, Chlorophyta y Ochrophyta. Mientras que en el área urbana, solo se encontraron 2: Chlorophyta y Rhodophyta, así como una especie de pasto marino, presumiblemente *Ruppia maritima* (Tracheophyta, Alismatales).

En el área marina protegida, la biomasa de *C. filiformis* fue casi 6 veces mayor que la biomasa total de macroalgas concurrentes. En cambio, en el área urbana, la biomasa de *C. filiformis* fue casi 34 veces superior.

En el área marina protegida, las macroalgas con la mayor contribución fueron *Chondracanthus chamissoi* y *Codium peruvianum*. Mientras que en el área urbana, fueron *Ulva papenfussii*, *Chaetomorpha sp.* y *Pleonosporium venustissimum*.

Los descriptores comunitarios de macroalgas (biomasa total, número de especies, diversidad de Shannon y equidad de Pielou) fueron significativamente diferentes entre ambas localidades evaluadas. Así, se observaron valores más altos en el área marina protegida con respecto al área urbana. En ningún caso se detectó un patrón estacional claro.

La propagación de *C. filiformis* continua en aumento en la bahía de Paracas. Eventos climáticos como La Niña, de categoría “Fría fuerte”, detectada durante el año 2013, no detienen el avance de *C. filiformis*.

## VI. RECOMENDACIONES

Es importante continuar monitoreando el avance de *Caulerpa filiformis* y la dinámica comunitaria de flora y fauna asociada, tanto en la bahía de Paracas, como en otros lugares de la costa peruana, donde se haya advertido su introducción.

Es recomendable hacer estudios sobre los servicios ecosistémicos que presta *C. filiformis* en la bahía de Paracas.

Se recomienda desarrollar estudios de ecología trófica, principalmente en los grupos taxonómicos representativos de la fauna epibentónica asociada a *C. filiformis*, encontrados en este estudio.

Se sugiere realizar estudios sobre cómo afecta la presencia y abundancia de *C. filiformis* a las especies ícticas.

Se debe considerar caracterizar químicamente el alga y evaluar el aporte de sus metabolitos secundarios (p. ej.: caulerpenina) en el éxito de su propagación, en los nuevos hábitats colonizados.

Realizar estudios de alelopatía de *C. filiformis* frente a otras macroalgas.

Determinar hasta qué punto la contaminación por materia orgánica en ambientes marino costeros facilita el establecimiento y la propagación de especies invasoras como *C. filiformis*.

Se deben tomar medidas orientadas al control de los principales vectores de introducción de especies invasoras en hábitats marinos (p. ej.: actividades de acuicultura). Como parte del plan de manejo o control de *C. filiformis*, se sugiere integrar al componente social, involucrando la participación de los maricultores de concha de abanico (*Argopecten purpuratus*) y algueros o extractores de yuyo (*Chondracanthus chamissoi*).

## VII. REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

Abbott, IA. 1979. Some tropical species related to *Antithamnion* (Rhodophyta, Ceramiaceae). *Phycologia* 18(3): 213-227.

Acleto, C. 1973. Las Algas Marinas del Perú. *Boletín de la Sociedad Peruana de Botánica*. 6:1-164.

Acleto, C. 1986. Algas Marinas del Perú de Importancia Económica. Museo de Historia Natural UNMSM. Serie de Divulgación no. 5, 106 p.

Acosta, J; Vargas, J. 2012. Ecología y nueva distribución en la costa peruana de *Caulerpa filiforme* (Suhr.) Hering, Caulerpaceae, Chlorophyta. Universidad Nacional Federico Villareal. Facultad de Oceanografía, Pesquería, Ciencias Alimentarias y Acuicultura. Informe final de investigación. 12 p.

Aguilar-Rosas, LE; Pedroche, FF; Zertuche-González, JA. 2014. Algas marinas no nativas en la costa del Pacífico Mexicano, en R. Mendoza y P. Koleff (coords.). *Especies acuáticas invasoras en México*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, p. 211-222.

Aguirre, A; Mendoza, R; Ponce, HA; Arriaga, L; Campos, E; Contreras-Balderas, S; Elías, M; Espinosa, FJ; Fernández, I; Galaviz, L; García, FJ; Lazcano, D; Martínez, M; Meave, ME; Medellín, RA; Naranjo, E; Olivera, MT; Pérez, M; Rodríguez, G; Salgado, G; Samaniego, A; Suárez, E; Vibrans, H; Zertuche-González, JA. 2009. Especies exóticas invasoras: impactos sobre las poblaciones de flora y fauna, los procesos ecológicos y la economía. En: *Capital natural de México*, vol. II : Estado de conservación y tendencias de cambio. CONABIO, México, v.II, p.277-318.

Alveal, K; Romo, H. 1995. Estudios zonacionales. In Alveal, K; Ferrario, ME; Oliveira, EC; Sar, E. eds. *Manual de métodos ficológicos*. Universidad de Concepción, Chile. p. 612-639.

- Anderson, MJ. 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology* 26: 32-46.
- Anderson, MJ. 2005. PERMANOVA: a FORTRAN computer program for permutational multivariate analysis of variance. Department of Statistics, University of Auckland, New Zealand, 24 p.
- Apartado, FP. 1999. Distribución geográfica del género *Caulerpa* (Caulerpaceae Chlorophyta) en México. Tesis Lic. Iztapalapa, México. Universidad Autónoma Metropolitana. 89 p.
- Borowitzka, A. 1972. Intertidal algal species diversity and the effect of pollution. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research* 23: 73-84.
- Bosch, S. 2017. Marine Species Distributions: From data to predictive models. Thesis Ph.D. Ghent, Belgium, Ghent University. 232 p.
- Box, A. 2008. Ecología de Caulerpales: Fauna y Biomarcadores. Tesis Doctorado. Palma de Mallorca, España. Universitat de les Illes Balears. 354 p.
- Box, A; Sureda, A; Tauler, P; Terrados, J; Marbà, N; Pons, A; Deudero, S. 2010. Seasonality of caulerpenyne content in native *Caulerpa prolifera* and invasive *C. taxifolia* and *C. racemosa* var. *cylindracea* in the western Mediterranean Sea. *Botanica Marina* 53(4): 367-375.
- Bulleri, F; Balata, D; Bertocci, I; Tamburello, L; Benedetti-Cecchi, L. 2010. The seaweed *Caulerpa racemosa* on Mediterranean rocky reefs: From passenger to driver of ecological change. *Ecology* 2010.
- Burfeind, DD; Pitt, KA; Connolly, RM; Byers JE. 2013. Performance of non-native species within marine reserves. *Biological Invasions* 15(1): 17–28.
- Buschmann, AH; Retamales, CA; Figueroa, C. 1997. Ceramialean epiphytism in an intertidal *Gracilaria chilensis* (Rhodophyta) bed in Southern Chile. *Journal of Applied Phycology* 9(2): 129-135.

- Caine, EA. 1974. Comparative functional morphology of feeding in three species of caprellids (Crustacea, Amphipoda) from the northwestern Florida Gulf Coast. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 15(1): 81-96.
- Cantera, JR; Blanco, JF. 2001. The Estuary Ecosystem of Buenaventura Bay, Colombia. *Coastal Marine Ecosystems of Latin America* 144: 265-280.
- Cañete, JI; Cárdenas, C; Palacios, M; Barría, R. 2013. Presence of reproductive swarming in the polychaete *Platynereis australis* (Schmarda, 1861) (Nereididae) in subantarctic shallow waters of Magallanes, Chile. *Latin American Journal of Research* 41(1): 170-176.
- Carbonel, CAA. 2013. Un modelo de gravedad reducida de la hidrodinámica y termodinámica en zona costera. Caso de estudio: Bahías de Pisco y Paracas. Universidad Nacional Mayor de San Marcos. *Revista de Investigación de Física*. 16(1): 1-9.
- Castro, MCT de; Fileman, TW; Hall-Spencer, JM. 2017. Invasive species in the Northeastern and Southwestern Atlantic Ocean: A review. *Marine Pollution Bulletin* 2017: 1-7.
- CENEPRED Centro Nacional de Estimación, prevención y reducción del riesgo de desastres. 2013. Escenario de Riesgos ante el Fenómeno «La Niña» en la costa del Perú. Lima, Consultado 5 oct. 2016. Disponible en <http://www.cenepred.gob.pe/web/download/EscenarioRiesgosLaNina.pdf>
- Cerda, G; Wolff, M. 1993. Feeding ecology of the crab *Cancer polyodon* in La Herradura Bay, northern Chile. II. Food spectrum and prey consumption. *Marine Ecology Progress Series* 100(1-2): 119-125.
- Clarke, KR; Gorley, RN. 2001. PRIMER v5: User manual/tutorial. PRIMER-E, Plymouth UK. Consultado 13 sep. 2016. Disponible en <http://www.primer-e.com>
- Clarke, KR; Warwick, RM. 2001. Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation, 2nd edition. 172 p.
- Coleman, MA; Kelaher, BP; Steinberg, PD; Millar, AJK. 2008. Absence of a large brown macroalga on urbanized rocky reefs around Sydney, Australia, and evidence for historical decline. *Journal of Phycology* 44(4): 897-901.

CONABIO Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad Mexicana. 2017. Invasiones biológicas. Consultado 24 ago. 2017. Disponible en <http://www.biodiversidad.gob.mx/especies/Invasoras/invasoras.html>

Crane, J. 1947. Eastern Pacific Expeditions of the New York Zoological Society. XXXVIII. Intertidal brachygnathous crabs from the West Coast of Tropical America with special reference to ecology. Zoologica; Scientific Contributions of the New York Zoological Society 32(2): 69–95.

Cummings, DO; Williamson, JE. 2008. The role of herbivory and fouling on the invasive green alga *Caulerpa filiformis* in temperate Australian waters. Marine and Freshwater Research 59(4): 279-290.

Davis, AR; Benkendorff, K; Ward, DW. 2005. Responses of common SE Australian herbivores to three suspected invasive *Caulerpa* spp. Marine Biology 146(5): 859-868.

Dawson, Y; Acleto C; Foldvik, N. 1964. The Seaweeds of Peru. Nova Hedwigia, Beihefte, Beih. 13: 111 p.

De la Cadena, D. 2005. Efecto del cultivo de fondo de la concha de abanico (*Argopecten purpuratus*) sobre la productividad primaria en playa Atenas, Bahía de Paracas, durante primavera 2004-verano 2005. Tesis Ing. Pesquero. Lima, Perú. Universidad Nacional Agraria La Molina. 99 p.

De León, JA. 1997. Nereidos (Polychaeta: Nereidae) de los litorales mexicanos: sistemática, biogeografía y alimentación. Tesis doctorado, Monterrey, Nuevo León, México. Universidad Autónoma de Nuevo León. 298 p.

Di Rienzo, JA; Casanoves, F; Balzarini, MG; Gonzalez, L; Tablada, M; Robledo, CW. 2016. InfoStat versión 2016. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. Consultado 13 sep. 2016. Disponible en <http://www.infostat.com.ar>

Didham, RK; Tylianakis, JM; Hutchison, MA; Ewers, RM; Gemmill, NJ. 2005. Are invasive species the drivers of ecological change? Trends in Ecology and Evolution 20(9): 470-474.



Dixon, IM; Moore, PG. 1997. A comparative study on the tubes and feeding behaviour of eight species of corophioid Amphipoda and their bearing on phylogenetic relationships within the Corophioidea. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 352(1349): 93-112.

Doblin, MA; Clayton, MN. 1995. Effects of secondarily-treated sewage effluent on the early life-history stages of two species of brown macroalgae: *Hormosira banksii* and *Durvillaea potatorum*. *Marine Biology* 122(4): 689-698.

Downes, BJ; Lake, PS; Schreiber, ESG; Glaister, A; Glaister, A. 2000. Habitat structure, resources and diversity: the separate effects of surface roughness and macroalgae on stream invertebrates. *Oecologia* 123(4): 569-581.

Draisma, SGA; van Reine, WFP; Sauvage, T; Belton, GS; Gurgel, CFD; Lim, PE; Phang, SM. 2014. A re-assessment of the infra-generic classification of the genus *Caulerpa* (Caulerpaceae, Chlorophyta) inferred from a time-calibrated molecular phylogeny. *Journal of Phycology* 50(6): 1020-1034.

Edgar, GJ; Russ, GR; Babcock, RC. 2007. Marine Protected Areas. In: *Marine Ecology* Eds S.D. Connell and B.M. Gillanders. Oxford, Oxford University Press., p.534-565.

ERM Environmental Resources Management. 2013. Informe final de la determinación de la distribución del alga verde *Caulerpa filiformis* en la Bahía de Paracas, Lagunillas y Laguna Grande, Pisco, Perú. Diciembre 2013. 116 p.

Evangelista, O; García, M. 2012. Alimentación del poliqueto *Pseudonereis gallapagensis* según su asociación a las comunidades de mitílidos y algas de la orilla rocosa de la playa San Francisco - Ancón (Lima-Perú). XXI Reunión Científica ICBAR: encuentro de las Ciencias Biológicas. Libro de Resúmenes. Sección III, Ecología. 2012: 93.

Famà, P; Wyszor, B; Kooistra, WHCF; Zuccarello, GC; Paula, D; Oliveira, D. 2002. Molecular phylogeny of the genus *Caulerpa* (Caulerpales, Chlorophyta) inferred from chloroplast *tufA* gene. *Journal of Phycology* 38: 1040-1050.

Fauchald, K. 1977. The polychaete worms. Definitions and keys to the orders, families and genera. Natural History Museum of Los Angeles County, Science Series 28: 1-190.

Fauchald, K; Jumars, PA. 1979. The diet of worms: a study of polychaete feeding guilds. *Oceanography and Marine Biology. An Annual Review* 17: 193-284.

Firstater, FN; Hidalgo, FJ; Lomovasky, BJ; Ramos, E; Gamero, P; Iribarne, OO. 2011. Habitat structure is more important than nutrient supply in modifying mussel bed assemblage in an upwelling area of the Peruvian coast. *Helgoland Marine Research* 65(2): 187-196.

Flores, D; Zavala, J; Donayre, S; Guardia, A; Sarmiento, H. 2015. Evaluación poblacional de *Chondracanthus chamissoi* (C. Agardh, 1820) en las bahías de Pisco y Paracas, otoño 2010. *Inf Inst Mar Perú* 42(4): 504-509.

Gennaro, P; Piazzzi, L. 2011. Synergism between two anthropic impacts: *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* invasion and seawater nutrient enrichment. *Marine Ecology Progress Series* 427: 59-70.

Gennaro, P; Piazzzi, L. 2014. The indirect role of nutrients in enhancing the invasion of *Caulerpa racemosa* var *cylindracea*. *Biological Invasions* 16(8): 1709-1717.

Gil-Kodaka, P; Mendo, J; Fernández, E; Ysla, L; Pinilla, F. 2000. Estudio de las praderas de macroalgas de importancia comercial como base para su manejo en la Reserva Nacional de Paracas. Informe presentado a INRENA (Proyecto UNALM – INRENA/ GTZ). Lima – Perú 2000: 110 p.

GISP Global invasive species programme. 2008. *Marine Biofouling: An assessment of risks and management initiatives*. Compiled by Lynn Jackson on behalf of the Global Invasive Species Programme and the UNEP Regional Seas Programme, 68 p.

Glasby, TM. 2013. *Caulerpa taxifolia* in seagrass meadows: Killer or opportunistic weed? *Biological Invasions* 15(5): 1017-1035.

Glasby, TM; Gibson, PT; West, G; Davies, P; Voerman, S. 2015. Range and habitat associations of the native macroalga *Caulerpa filiformis* in New South Wales, Australia. *Marine and Freshwater Research* 66: 1018–1026.

Gracia, A; Medellín-Mora, J; Gil-Agudelo, DL; Puentes, V. 2011. Guía de las especies introducidas marinas y costeras de Colombia. INVEMAR. Serie de Publicaciones Especiales No. 23. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. Bogotá, Colombia., 136 p.

Guerra-García, J; Sánchez-Moyano, J; García-Gómez, J. 2004. Los caprélidos (Crustacea: Amphipoda) del Estrecho de Gibraltar y su utilidad como bioindicadores marinos. *Almoraima* 31(September): 315-323.

Guiry, MD; Guiry, GM. 2017. *Caulerpa filiformis* (Suhr) Hering :: Algaebase. Consultado 9 sep. 2017. Disponible en <http://www.algaebase.org>

Hammer, Ø; Harper, DAT; Ryan, PD. 2001. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1): 1-256.

Holmer, M; Marbà, N; Lamote, M; Duarte, C. 2009. Deterioration of sediment quality in seagrass meadows (*Posidonia oceanica*) invaded by macroalgae (*Caulerpa* sp.). *Estuaries and Coasts* 32(3): 456-466.

Hooker, Y. 2011. Criterios para la zonificación de Áreas Marinas Protegidas en el Perú. *Revista Áreas Marinas Protegidas - Perú* no.1: 15.

Howe, MA. 1914. The marine algae of Peru. *Men. Torrey Bot. Club.* 15:1- 185.

Ibarra, A. 2015. Variabilidad temporal en la estructura y composición de la macrofauna bentónica en playa Atenas, Pisco. Tesis Ing. Pesquero. Lima, Perú. Universidad Nacional Agraria La Molina. 138 p.

IMARPE Instituto del mar del Perú. 1997. Aporte al conocimiento de la diversidad biológica marina de la Reserva Nacional de Paracas, Ica, Peru. Informe elaborado por encargo de la Comisión Permanente del Pacífico Sur-CPPS. 1997: 55 p.

IMARPE Instituto del mar del Perú. 2005a. Evaluación poblacional del recurso concha de abanico, *Argopecten purpuratus* en la Isla Lobos de Tierra (6 – 12 enero). Laboratorio costero de Santa Rosa, Lambayeque. 34 p.

IMARPE Instituto del mar del Perú. 2005b. Prospección bio-oceanográfica en el litoral de la Provincia de Casma: delimitación de zonas de pesca artesanal, bancos naturales de invertebrados y áreas propuestas para maricultura (22, 23, 24, 30 de junio; 01, 05-14 de julio). Laboratorio Costero de Chimbote. Unidad de investigaciones de invertebrados marinos. Informe parcial. 41 p.

IMARPE Instituto del mar del Perú. 2007a. Estudio bioecológico y pesquero - comercial de *Hippocampus ingens* "caballito de mar" en la costa norte del Perú: Tumbes y Piura (norte) con fines de conservación. Dirección de investigaciones de recursos demersales y litorales. Unidad de investigaciones en biodiversidad. Objetivo 41. Conservación de especies amenazadas. Informe anual. 11 p.

IMARPE Instituto del mar del Perú. 2007b. Estudio de línea base del ámbito marino de la bahía de Sechura 14 - 28 enero 2007. Centro Regional IMARPE - Piura, Perú, 116 p.

IMARPE Instituto del mar del Perú. 2007c. Estudio de línea base en el ámbito marino de la Bahía Tortugas 24 mayo – 13 junio 2007. Casma, Perú, 98 p.

IMARPE Instituto del mar del Perú. 2009. Estudio de línea base en el ámbito marino de bahía de Samanco 13-24 diciembre del 2008 - Informe Final. Chimbote, Perú, 96 p.

IMARPE Instituto del mar del Perú. 2010. Bases técnicas para el ordenamiento pesquero y acuícola de la bahía de Paracas. Línea base - 2010. Pisco, Perú, 92 p.

IMARPE Instituto del mar del Perú. 2012. Estudio bio-oceanográfico para determinar la capacidad de carga en la Bahía de Sechura - Informe Final. Callao, Perú, 267 p.

IMARPE Instituto del mar del Perú. 2013a. Evaluación del POI – PTI al IV Trimestre del 2013. 2013: 1-196.

IMARPE Instituto del mar del Perú. 2013b. Programa operativo institucional - Programa de trabajo institucional. Evaluación ejecutiva anual del 2013. Consultado 28 jun. 2016. Disponible en [http://www.imarpe.gob.pe/imarpe/archivos/informes/imarpe\\_eval\\_ejecuti\\_anual2013.pdf](http://www.imarpe.gob.pe/imarpe/archivos/informes/imarpe_eval_ejecuti_anual2013.pdf)

International Union for Conservation of Nature - IUCN. 2017. Consultado 24 ago. 2017. Disponible en <https://www.iucn.org/es>

Jacinto, ME. 2014. Propuesta de un sistema de indicadores ambientales y socio económicos en la zona marino costera de Pisco - Paracas. Tesis Maestría. Lima, Perú. Universidad Nacional de Ingeniería. 109 p.

Jacinto, ME; Martínez, C; Sánchez, S; Flores, G; Pizarro, L. 1996a. Evaluación de la varazón y contaminación en la Bahía de Paracas - Pisco. Inf. Prog. Inst. Mar Perú (29): 3-46.

- Jacinto, ME; Morón, O; Villanueva, P; Cabello, R; Guzmán, M. 1996b. Evaluación de la calidad del medio marino en Bahía Pisco-Paracas. *Inf. Prog. Inst. Mar Perú* (26): 3-33.
- Jeong, SJ; Yu, OH; Suh, HL. 2006. Secondary production of *Monocorophium acherusicum* (Amphipoda, Corophiidae) in a seagrass bed (*Zostera marina*). *Korean Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 39: 236-241.
- Katsanevakis, S; Wallentinus, I; Zenetos, A; Leppakoski, E; Cinar, ME; Ozturk, B; Grabowski, M; Golani, D; Cardoso, AC. 2014. Impacts of invasive alien marine species on ecosystem services and biodiversity: a pan-European review. *Aquatic Invasions* 9(4): 391-423.
- Kautsky, N; Wallentinus, I. 1980. Nutrient release from a Baltic *Mytilus*-red algal community and its role in benthic and pelagic production. *Ophelia*, Supplement 1: 17-30.
- Kelaker, BP. 2003. Changes in habitat complexity negatively affect diverse gastropod assemblages in coralline algal turf. *Oecologia* 135(3): 431-41.
- Khou, M; Paul, NA; Wright, JT; Steinberg, PD. 2007. Intrinsic factors influence the attachment of fragments of the green alga *Caulerpa filiformis*. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 352(2): 331-342.
- Lanham, BS; Gribben, PE; Poore, AGB. 2015. Beyond the border: Effects of an expanding algal habitat on the fauna of neighbouring habitats. *Marine Environmental Research* 106(1): 10-18.
- Lapointe, BE; Bedford, BJ. 2010. Ecology and nutrition of invasive *Caulerpa brachypus* f. *parvifolia* blooms on coral reefs off southeast Florida, U.S.A. *Harmful Algae* 9(1): 1-12.
- Largo, DB; Sembrano, J; Hiraoka, M; Ohno, M. 2004. Taxonomic and ecological profile of «green tide» species of *Ulva* (Ulvales, Chlorophyta) in central Philippines. *Hydrobiologia* 512: 247-253.
- LeCroy, SE; Gasca, R; Winfield, I; Ortiz, M; Escobar-Briones, E. 2009. Amphipoda (Crustacea) of the Gulf of Mexico. In: Felder, D.L. and D.K. Camp (eds.), *Gulf of Mexico—Origins, Waters, and Biota. Biodiversity*. Texas A&M University Press, College Station, Texas. p. 941-972.

- Leite, F; Tambourgi, M; Cunha, C. 2009. Gastropods associated with the green seaweed *Caulerpa racemosa*, on tow beaches of the Northern coast of the State of São Paulo, Brazil. *Strombus* 16(1-2): 1-10.
- Leliaert, F; Anderson, RJ; Bolton, JJ; Coppejans, E. 2000. Subtidal understory algal community structure in kelp beds around the Cape Peninsula (Western Cape, South Africa). *Botanica Marina* 43(4): 359-366.
- Leon, RI; Stotz, W. 2004. Diet and prey selection dynamics of *Cancer polyodon* in three different habitat types in Tongoy Bay, Chile. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 84: 751-756.
- Levine, JM; Vilà, M; D'Antonio, CM; Dukes, JS; Grigulis, K; Lavorel, S. 2003. Mechanisms underlying the impacts of exotic plant invasions. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 270(1517): 775-781.
- Littler, MM; Littler, DS. 1980. The evolution of thallus form and survival strategies in benthic marine macroalgae. *The American Naturalist* 116(1): 25-44.
- Littler, MM; Littler, DS. 1984. Relationships between macroalgal functional form groups and substrata stability in a subtropical rocky-intertidal system. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 74(1): 13-34.
- Lomovasky, B; Firstater, F; Gamarra, A; Mendo, J; Iribarne, O. 2011. Macrobenthic community assemblage before and after the 2007 tsunami and earthquake at Paracas Bay, Peru. *Journal of Sea Research* 65(2): 205-212.
- López De La Rosa, I; Rodríguez, A; García, E. 2006. Seasonal variation and structure of a decapod (Crustacea) assemblage living in a *Caulerpa prolifera* meadow in Cádiz Bay (SW Spain). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 66(3-4): 624-633.
- Lowry, JK; Myers, AA. 2013. A phylogeny and classification of the Senticaudata subord. Nov. (Crustacea: Amphipoda). *Zootaxa* 3610(1): 1-80.
- MacDougall, AS; Turkington, R. 2005. Are invasive species the drivers or passengers of change in degraded ecosystems? *Ecology* 86(1): 42-55.

- Maldonado, M. 1988. Condiciones Físico - Químicas y Corrientes de la Bahía Paracas, Perú, Durante Dos Días de Noviembre 1986. Bol. Inst.Mar Peru-Callao Vol. Extr.: 35-45.
- Marchini, A; Cardeccia, A. 2017. Alien amphipods in a sea of troubles: cryptogenic species, unresolved taxonomy and overlooked introductions. *Marine Biology* 164(69): 1-14.
- Marroni, MS. 2012. Rol de la herbivoría de bivalvos nativos y exóticos en un reservorio somero del Uruguay: implicancias en las técnicas de biomanipulación. Tesis Maestría. Montevideo, Uruguay. Universidad de la República Uruguay. 75 p.
- May, V. 1976. Changing dominance of an algal species (*Caulerpa filiformis* (Suhr) Hering). *Telopea Journal of Plant Systematics* 1(2): 136-138.
- Mayo, R. 1987. Determinación bioecológica de un área de cultivo de la concha de abanico (*Argopecten purpuratus*) en la Bahía de Paracas, Noviembre 1986. Boletín IMARPE Vol. Extr.: 53 p.
- McKinnon, J; Gribben, P; Davis, A; Jolley, D; Wright, J. 2009. Differences in soft-sediment macrobenthic assemblages invaded by *Caulerpa taxifolia* compared to uninvaded habitats. *Marine Ecology Progress Series* 380: 59-71.
- Mendo, J; Wolff, M; Carbajal, W; Gonzáles, I; Badjeck, M. 2008. Manejo y explotación de los principales bancos naturales de concha de abanico (*A. purpuratus*) en la costa Peruana. En A. Lovatelli, A. Farías e I. Uriarte (eds). Estado actual del cultivo y manejo de moluscos bivalvos y su proyección futura: factores que afectan su sustentabilidad en América Latina. FAO Actas de Pesca y Acuicultura. No.12. Roma, FAO, p.101-114.
- Mendo, J; Wolff, M; Mendo, T; Ysla, L. 2016. Scallop fishery and culture in Peru. In: Sandra E. Shumway and G. Jay Parsons, editors, *Scallops*. 3rd ed. Oxford, Elsevier Science, 2016, p.1089-1109.
- MINAM Ministerio Nacional del Ambiente, PE. 2014. Quinto informe nacional ante el convenio sobre la diversidad biológica: Perú (2010-2013). Viceministerio de Desarrollo Estratégico de los Recursos Naturales. Dirección General de Diversidad Biológica. Proyecto PNUD – GEF (Programas de las Naciones Unidas para el Desarrollo - Global Environment Facility). 198 p.

MINAM Ministerio Nacional del Ambiente, PE. 2015. ¿Especies exóticas invasoras? Conoce el caso de la liebre europea en el Perú y contribuye a las acciones para su control | Perú Vigilante. Consultado 29 ago. 2017. Disponible en <http://www.minam.gob.pe/peruvigilante/2015/11/26/especies-exoticas-invasoras-conoce-el-caso-de-la-liebre-europea-en-el-peru-y-contribuye-a-las-acciones-para-su-control-2/>

MINAM Ministerio Nacional del Ambiente, PE. 2017. Taller de Validación articuló a sectores para prevenir, controlar y mitigar el impacto de las especies exóticas invasoras | Ministerio del Ambiente. Consultado 28 ago. 2017. Disponible en <http://www.minam.gob.pe/notas-de-prensa/taller-de-validacion-articulo-a-sectores-para-prevenir-controlar-y-mitigar-el-impacto-de-las-especies-exoticas-invasoras/>

Murphy, AE; Anderson, IC; Luckenbach, MW. 2015. Enhanced nutrient regeneration at commercial hard clam (*Mercenaria mercenaria*) beds and the role of macroalgae. *Marine Ecology Progress Series* 530: 135-151.

Musco, L; Andaloro, F; Mikac, B; Mirto, S; Vega Fernandez, T; Badalamenti, F. 2014. Concern about the spread of the invader seaweed *Caulerpa taxifolia* var. *distichophylla* (Chlorophyta: Caulerpales) to the Western Mediterranean. *Mediterranean Marine Science* 15(3): 532-538.

Newell, R; Fisher, T; Holyoke, R; Cornwell, J. 2005. Influence of eastern oysters on nitrogen and phosphorus regeneration in Chesapeake Bay, USA. In: Dame R.F; Olenin S. (eds) *The Comparative Roles of Suspension-Feeders in Ecosystems*. NATO Science Series IV: Earth and Environmental Series. Dordrecht, Netherlands, Springer, v.47, p.93-120.

NOAA National Oceanic and Atmospheric Administration, USA. 2016. Monthly Climate Timeseries: Nino 1+2. Consultado 13 oct. 2016. Disponible en <https://www.esrl.noaa.gov/psd/data/timeseries/monthly/NINO12/>

ONU Organización para las naciones unidas. 2009. Mensaje del Secretario General con ocasión del Día Mundial de los Océanos. Consultado 22 ago. 2017. Disponible en <http://www.un.org/es/sg/messages/2009/oceansday2009.html> (8 junio 2009).

Pariona, E. 2004. Determinación de la abundancia de las fases reproductivas de *Chondracanthus chamissoi* (C. Agardh) Kutzing y reclutamiento sobre sustrato calcáreo en



una pradera de Playa Mendieta, Reserva Nacional de Paracas - Perú. Tesis Biología. Lima, Perú. Universidad Nacional Agraria La Molina. 124 p.

Parravicini, V; Micheli, F; Montefalcone, M; Morri, C; Villa, E; Castellano, M; Povero, P; Bianchi, CN. 2013. Conserving biodiversity in a human-dominated world: Degradation of marine sessile communities within a protected area with conflicting human uses. PLoS ONE 8(10): 1-9.

Phang, S-M; Yeong, H-Y; Ganzon-Fortes, ET; Lewmanomont, K; Prathep, A; Hau, LN; Gerung, GS; Tan, KS. 2016. Marine algae of the South China Sea bordered by Indonesia, Malaysia, Philippines, Singapore, Thailand and Vietnam. Raffles Bulletin of Zoology (34): 13-59.

Piazzzi, L; Balata, D. 2008. The spread of *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* in the Mediterranean Sea: An example of how biological invasions can influence beta diversity. Marine Environmental Research 65(1): 50-61.

Piazzzi, L; Balata, D; Ceccherelli, G; Cinelli, F. 2005. Interactive effect of sedimentation and *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* invasion on macroalgal assemblages in the Mediterranean Sea. Estuarine, Coastal and Shelf Science 64(2-3): 467-474.

Piazzzi, L; Ceccherelli, G; Cinelli, F. 2001. Threat to macroalgal diversity: Effects of the introduced green alga *Caulerpa racemosa* in the Mediterranean. Marine Ecology Progress Series 210: 149-159.

Pillmann, A; Woolcott, GW; Olsen, JL; Stam, WT; King, RJ. 1997. Inter- and intraspecific genetic variation in *Caulerpa* (Chlorophyta) based on nuclear rDNA ITS sequences (En null). European Journal of Phycology 32(4): 379-386.

Png-Gonzalez, L; Vázquez-Luis, M; Tuya, F. 2014. Comparison of epifaunal assemblages between *Cymodocea nodosa* and *Caulerpa prolifera* meadows in Gran Canaria (eastern Atlantic). Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom 94(2): 241-253.

PNUMA Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente; CONAM Consejo Nacional del Ambiente. 2007. GEO Bahía Paracas - Pisco. Informe sobre el estado del Ambiente. Lima, Perú., Impresiones Solvimagraf S.A.C., 164.

- Prato, E; Parlapiano, I; Biandolino, F. 2013. Seasonal fluctuations of some biological traits of the invader *Caprella scaura* (Crustacea: Amphipoda: Caprellidae) in the mar Piccolo of Taranto (Ionian Sea, Southern Italy). *Scientia Marina* 77(1): 169-178.
- Ramírez, ME; Santelices, B. 1991. Catálogo de las algas marinas bentónicas de la costa temperada del Pacífico de Sudamérica. Monografías biológicas - Facultad de Ciencias Biológicas. Pontificia Universidad Católica de Chile, no.5: 437 p.
- RAMSAR, 2015. COP12 National reports: Peru. Informe nacional sobre la aplicación de la convención de RAMSAR sobre los humedales. 39 p.
- Read, GB. 2007. Taxonomy of sympatric New Zealand species of *Platynereis*, with description of three new species additional to *P. australis* (Schmarda) (Annelida: Polychaeta: Nereididae). *Zootaxa* (1558): 1-28.
- Rodríguez-Almaraz, GA; Ortega-Vidales, VM. 2013. Primer registro de *Caprella scaura* y *Caprella penantis* (Crustacea: Peracarida: Amphipoda) en la Laguna Madre, Tamaulipas, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 84(3): 989-993.
- Rozbaczylo, N; Bolados, J. 1980. Nereidos De Iquique, Chile (Polychaeta: Nereidae). *Bol. Mus. Nac. Hist. Nat. Chile* 37: 205-224.
- Rueda, J; Salas, C. 2003. Seasonal variation of a molluscan assemblage living in a *Caulerpa prolifera* meadow within the inner Bay of Cádiz (SW Spain). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 57: 909-918.
- Ruitton, S; Verlaque, M; Boudouresque, CF. 2005. Seasonal changes of the introduced *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* (Caulerpales, Chlorophyta) at the northwest limit of its Mediterranean range. *Aquatic Botany* 82(1): 55-70.
- Samperio-Ramos, G; Olsen, YS; Tomas, F; Marbà, N. 2015. Ecophysiological responses of three Mediterranean invasive seaweeds (*Acrothamnion preissii*, *Lophocladia lallemandii* and *Caulerpa cylindracea*) to experimental warming. *Marine Pollution Bulletin* 96(1-2): 418-423.

Sánchez-Moyano, J; García-Asencio, I. 2009. Distribution and trophic structure of annelid assemblages in a *Caulerpa prolifera* bed from southern Spain. *Marine Biology Research* 5(2): 122-132.

Sánchez-Moyano, J; García-Asencio, I; García-Gómez, J. 2007. Effects of temporal variation of the seaweed *Caulerpa prolifera* cover on the associated crustacean community. *Marine Ecology* 28: 324-337.

Schembri, PJ; Barbara, J; Deidun, A; Lanfranco, E; Lanfranco, S. 2015. It was only a matter of time: occurrence of *Caulerpa taxifolia* (Vahl) C. Agardh var. *distichophylla* (Sonder) Verlaque, Huisman and Procaccini in the Maltese Islands (Chlorophyta, Ulvophyceae, Caulerpaceae). *Bioinvasions records* 4(1): 9–16.

SERNANP Servicio Nacional de Áreas Naturales Protegidas por el Estado. 2017. Consultado 20 feb. 2017. Disponible en <http://www.sernanp.gob.pe/de-paracas>

Soler-Hurtado, M; Guerra-García, J. 2011. Study of the crustacean community associated to the invasive seaweed *Asparagopsis armata* Harvey, 1855 along the coast of the Iberian Peninsula. *Zoologica Baetica* 22: 33-49.

Solís, J. 2000. Nutrientes en la bahía de Paracas, Pisco, en marzo y abril 2000. *Inf. Prog. Inst. Mar Perú* (131): 17-28.

Solís, J; Inca, J. 2000. Características hidroquímicas en la bahía de Paracas, Pisco, a fines de la primavera 1999. *Inf. Prog. Inst. Mar Perú* (123): 3-19.

Sutherland, J. 1974. Multiple stable points in natural communities. *Am. Nat.* 108:856-872.

Tanner, JE. 2011. Utilisation of the invasive alga *Caulerpa taxifolia* as habitat by faunal assemblages in the Port River–Barker Inlet estuary, South Australia. *Estuaries and Coasts* 34(4): 831-838.

Taylor, MH; Wolff, M; Mendo, J; Yamashiro, C. 2008. Changes in trophic flow structure of Independence Bay (Peru) over an ENSO cycle. *Progress in Oceanography* 79: 336-351.

The List of Wetlands of International Importance. 2017. 2017.

- Thibaut, T; Meinesz, A; Coquillard, P. 2004. Biomass seasonality of *Caulerpa taxifolia* in the Mediterranean Sea. *Aquatic Botany* 80(4): 291-297.
- Thomsen, M; Wernberg, T; South P; Schiel, D. 2016. Non-native seaweeds drive changes in marine coastal communities around the world. In Hu, ZM; Fraser, C. eds. *Seaweed Phylogeography: Adaptation and Evolution of Seaweeds under Environmental Change*. Netherlands, Springer. p. 147-185.
- Thomsen, MS; Byers, JE; Schiel, DR; Bruno, JF; Olden, JD; Wernberg, T; Silliman, BR. 2014. Impacts of marine invaders on biodiversity depend on trophic position and functional similarity. *Marine Ecology Progress Series* 495: 39-47.
- Tokeshi, M; Romero, L; Tarazona, J. 1989. Spatial coexistence of mussel-associated, free-ranging polychaetes in a subtropical intertidal habitat. *Journal of Animal Ecology* 58: 681-692.
- Tokida, J; Inaba, T. 1950. Contributions to the knowledge of the Pacific species of *Antithamnion* and related algae. *Pacific Science* 4(2): 118-134.
- Valdivia, A. 2004. Variación espacial y temporal de las asociaciones de algas en zonas del sublitoral norte habanero, Cuba. Tesis Maestría. La Habana, Cuba. Centro de Investigaciones Marinas Universidad de La Habana. 127 p.
- Vásquez, J; González, J. 1995. Métodos de evaluación de macroalgas submareales. En Alveal, K; Ferrario, ME; Oliveira, EC; Sar, E. eds. *Manual de Métodos Ficológicos*. Universidad de Concepción, Chile. p. 643 – 655.
- Vázquez-Luis, M; Borg, J; Sanchez-Jerez, P; Bayle-Sempere, J. 2012. Habitat colonisation by amphipods: Comparison between native and alien algae. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 432-433: 162-170.
- Vázquez-Luis, M; Sanchez-Jerez, P; Bayle-Sempere, J. 2008. Changes in amphipod (Crustacea) assemblages associated with shallow-water algal habitats invaded by *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* in the western Mediterranean Sea. *Marine Environmental Research* 65: 416-426.

Vázquez-Luis, M; Sanchez-Jerez, P; Bayle-Sempere, J. 2009. Comparison between amphipod assemblages associated with *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* and those of other Mediterranean habitats on soft substrate. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 84(2): 161-170.

Vázquez-Luis, M; Sanchez-Jerez, P; Bayle-Sempere, J. 2010. Effects of *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* on prey availability: An experimental approach to predation of amphipods by *Thalassoma pavo* (Labridae). *Hydrobiologia* 654(1): 147-154.

Vázquez-Luis, M; Sanchez-Jerez, P; Bayle-Sempere, JT. 2013. Does the invasion of *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* affect the feeding habits of amphipods (Crustacea: Amphipoda)? *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 93(1): 87-94.

Velazco, F; Solís, J. 2000. Estudio sedimentológico de la bahía de Paracas. *Inf. Prog. Inst. Mar Perú* (133): 3-22.

Villacorta, AC. 2006. Varibilidad temporal de la abundancia y diversidad de macroalgas en playa Atenas, Bahía de Paracas, Pisco durante el periodo setiembre 2004 - agosto 2005. Tesis Ing. Pesquero. Lima, Perú. Universidad Nacional Agraria La Molina. 115 p.

Vivar, IA. 2016. Cambios en la estructura comunitaria del epibentos por efecto del cultivo de concha de abanico (*Argopecten purpuratus*) en la Bahía de Sechura– Piura. Tesis Ing. Pesquero. Lima, Perú. Universidad Nacional Agraria La Molina. 114 p.

Warwick, R; K. Clarke. 2001. Practical measures of marine biodiversity based on relatedness of species. *Oceanography and Marine Biology: an Annual Review* 39: 207-231.

WoRMS World Register of Marine Species. 2017. Consultado 5 dic. 2017. Disponible en <http://www.marinespecies.org/>

Zakhama-Sraieb, R; Sghaier, YR; Charfi-Cheikhrouha, F. 2011a. Amphipod biodiversity of the Tunisian coasts: update and distributional ecology. *Marine Biodiversity Records* 65: 203-209.

Zakhama-Sraieb, R; Sghaier, YR; Charfi-Cheikhrouha, F. 2011b. Community structure of amphipods on shallow *Posidonia oceanica* meadows off Tunisian coasts. *Helgoland Marine Research* 65(2): 203-209.

Zhang, D; Glasby, TM; Ralph, PJ; Gribben, PE. 2014. Mechanisms influencing the spread of a native marine alga. *PLoS ONE* 9(4).

Zuccarello, GC; Price, N; Verbruggen, H; Leliaert, F. 2009. Analysis of a plastid multigene data set and the phylogenetic position of the marine macroalga *Caulerpa filiformis* (Chlorophyta) (En null). *Journal of Phycology* 45(5): 1206-1212.

## **VIII. ANEXOS**

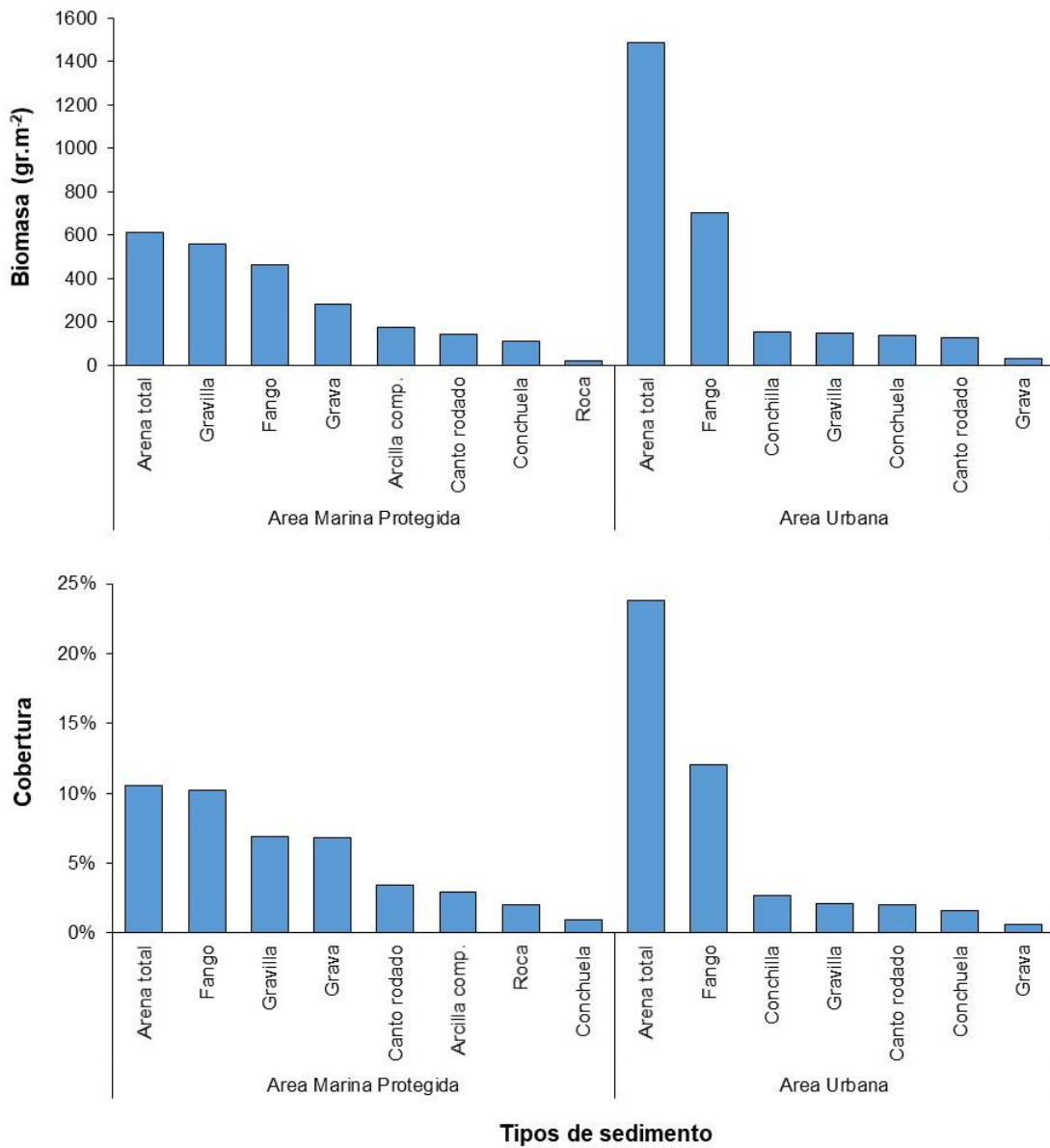
## ANEXO 1. Caracterización del hábitat físico.

### ANEXO 1A. Diversidad de tipos de sustrato en ambas localidades de evaluación.

Sustrato	AMP	AU
Arcilla compactada y gravilla	X	
Arcilla compactada, grava y gravilla	X	
Arena total	X	X
Arena total y arcilla compactada	X	
Arena total y canto rodado	X	X
Arena total y conchilla		X
Arena total y conchuela		X
Arena total y fango	X	X
Arena total y grava	X	
Arena total y gravilla	X	X
Arena total, canto rodado y conchuela	X	X
Arena total, canto rodado y grava	X	
Arena total, grava y gravilla	X	X
Arena total, gravilla y arcilla compactada	X	
Arena total, gravilla y canto rodado	X	
Arena total, gravilla y conchilla		X
Arena total, gravilla y conchuela	X	X
Canto rodado	X	
Canto rodado, arena total y conchilla		X
Canto rodado, conchuela y arena total		X
Conchilla y canto rodado		X
Conchuela		X
Fango	X	X
Fango y arcilla compactada	X	
Fango y arena total	X	X
Fango y canto rodado	X	
Fango y conchuela	X	X
Fango y grava	X	
Fango y gravilla	X	
Fango, canto rodado y conchuela	X	
Fango, grava y conchuela	X	
Fango, gravilla y conchuela	X	
Grava y arena total	X	
Grava y canto rodado	X	
Grava y gravilla	X	
Grava, gravilla y arena total	X	
Gravilla	X	X
Gravilla y arena total	X	
Gravilla y fango	X	
Gravilla, arena total y fango	X	
Roca	X	
Roca, arena total y grava	X	

(AMP = Area marina protegida; AU = Area urbana). FUENTE: Elaboración propia.





**ANEXO 1B. Distribución de biomasa y cobertura de *Caulerpa filiformis* por tipo de sedimento, en ambas localidades de evaluación.**

**ANEXO 2. Comunidad de fauna epibentónica asociada a la pradera de *Caulerpa filiformis* en el área marina protegida.  
Los resultados están expresados en densidad (ind.m<sup>-2</sup>). N = abundancia total, D = dominancia y F = frecuencia.**

	nov-12	dic-12	feb-13	mar-13	abr-13	jun-13	ago-13	oct-13	nov-13	dic-13	N	D	F
<b>Polychaeta</b>													
<i>Pseudonereis gallapagensis</i>	652	2078.5	3492	880	1914	1678	802	0	0	0	1149.7	19.17	70
<i>Platynereis australis</i>	0	0	0	0	0	0	0	570	1016	931.5	251.8	4.20	30
<i>Lumbrineris tetraura</i>	44	25	0	34	10	20	18	0	0	0	15.1	0.25	60
<i>Nereis callaona</i>	0	70	10	0	4	0	0	11	6	36	13.7	0.23	60
<i>Lumbrineris sp.</i>	18	32.5	12	0	0	0	10	0	0	0	7.3	0.12	40
<i>Halosydna sp.</i>	0	30	37	2	0	0	0	2	0	0	7.1	0.12	40
<i>Diopatra sp.</i>	0	0	10	0	12	32	4	2	0	7.5	6.8	0.11	60
Dorvilleidae	2	7.5	47	0	0	0	0	0	0	0	5.7	0.09	30
<i>Diopatra chiliensis</i>	40	0	0	12	0	0	0	0	0	0	5.2	0.09	20
<i>Potamilla sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	48	4.8	0.08	10
<i>Boccardia polybranchia</i>	0	0	0	42	0	6	0	0	0	0	4.8	0.08	20
<i>Scoletoma sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	9	10	13	3.2	0.05	30
<i>Halosydna johnsoni</i>	0	4	0	10	0	0	4	0	0	0	1.8	0.03	30
<i>Sabella sp.</i>	0	0	0	14	4	0	0	0	0	0	1.8	0.03	20
<i>Boccardia sp.</i>	18	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1.8	0.03	10
<i>Eunice pennata</i>	0	0	0	2	12	0	0	0	0	0	1.4	0.02	20
<i>Dorvillea sp.</i>	0	2.5	0	10	0	0	0	0	0	0	1.3	0.02	20
<i>Magelona phyllisae</i>	0	0	0	0	0	12	0	0	0	0	1.2	0.02	10
<i>Onuphis sp.</i>	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0	1.0	0.02	10
Hesionidae	0	0	9	0	0	0	0	0	0	0	0.9	0.02	10
<i>Syllis sp.</i>	0	0	9	0	0	0	0	0	0	0	0.9	0.02	10
<i>Aglaophamus sp.</i>	0	0	0	0	0	8	0	0	0	0	0.8	1.3E-02	10
<i>Phyllodoce sp.</i>	2	0	0	0	4	2	0	0	0	0	0.8	1.3E-02	30
<i>Cirratulus sp.</i>	6	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0.8	1.3E-02	20
<i>Trophoniella sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	0.8	1.3E-02	10
<i>Eunice sp.</i>	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0.6	1.0E-02	10

...continuación

	nov-12	dic-12	feb-13	mar-13	abr-13	jun-13	ago-13	oct-13	nov-13	dic-13	N	D	F
<i>Oxydromus sp.</i>	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0.6	1.0E-02	10
<i>Parasabella sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4.5	0.5	7.5E-03	10
<i>Maldane sp.</i>	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0.4	6.7E-03	10
<i>Platynereis bicanaliculata</i>	0	0	0	0	2	0	2	0	0	0	0.4	6.7E-03	20
<i>Sigambra bassi</i>	0	2	0	0	0	2	0	0	0	0	0.4	6.7E-03	20
Polynoidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0.4	6.7E-03	10
<i>Malacoceros sp.</i>	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.4	6.7E-03	10
<i>Glycera americana</i>	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0.2	3.3E-03	10
<i>Steggoa peruana</i>	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.2	3.3E-03	10
<i>Pilargis sp.</i>	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0.2	3.3E-03	10
<i>Pisione sp.</i>	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0.2	3.3E-03	10
Syllidae	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0.2	3.3E-03	10
<i>Prionospio peruana</i>	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0.2	3.3E-03	10
<b>Crustacea Amphipoda</b>													
<i>Elasmopus sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	1862	4296	3238	939.6	15.66	30
<i>Caprella scaura</i>	0	0	0	0	0	0	0	1750	4518	1925.5	819.4	13.66	30
<i>Erichthonius punctatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	1553	2522	716.5	479.2	7.99	30
Gammaridae	434	573	956	0	1032	890	16	0	0	0	390.1	6.50	60
<i>Gammarus sp.</i>	0	0	0	592	662	0	1210	0	0	0	246.4	4.11	30
Ischyroceridae	52	67.5	463	0	116	0	390	0	0	0	108.9	1.81	50
<i>Monocorophium sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	53	72	44.5	17.0	0.28	30
<i>Caprella sp.</i>	2	0	0	0	0	0	126	0	0	0	12.8	0.21	20
Podoceridae	42	0	0	0	14	0	66	0	0	0	12.2	0.20	30
<i>Themisto sp.</i>	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0.4	6.7E-03	10
<b>Crustacea Decapoda</b>													
<i>Eurypanopeus transversus</i>	144	306	285	352	240	196	74	131	80	770.5	257.9	4.30	100
<i>Pilumnoides perlatus</i>	276	0	0	0	0	4	0	0	0	22.5	30.3	0.50	30

...continuación

	nov-12	dic-12	feb-13	mar-13	abr-13	jun-13	ago-13	oct-13	nov-13	dic-13	N	D	F
<i>Romaleon setosum</i>	0	0	0	2	2	0	2	25	42	94	16.7	0.28	60
<i>Synalpheus spinifrons</i>	0	0	3	0	34	0	0	8	6	22	7.3	0.12	50
Decapoda	0	4	0	8	2	0	20	3	0	0	3.7	0.06	50
Porcellanidae	8	0	0	2	0	0	0	0	4	12.5	2.7	0.04	40
Xanthidae	4	0	0	16	0	0	2	0	0	0	2.2	0.04	30
<i>Cancer porteri</i>	0	6	0	0	0	8	0	0	0	0	1.4	0.02	20
<i>Pagurus edwardsii</i>	0	0	2	4	6	0	0	0	0	0	1.2	0.02	30
<i>Pinnixa transversalis</i>	0	0	0	0	4	0	8	0	0	0	1.2	0.02	20
<i>Platyxanthus sp.</i>	6	0	0	6	0	0	0	0	0	0	1.2	0.02	20
Epialtidae	0	0	4	0	2	2	0	0	2	0	1.0	0.02	40
<i>Eriphia squamata</i>	0	0	0	6	4	0	0	0	0	0	1.0	0.02	20
<i>Pinnixa sp.</i>	0	2.5	5	0	0	0	0	0	0	0	0.8	1.3E-02	20
<i>Hepatus chiliensis</i>	0	0	2	0	0	4	0	0	0	0	0.6	1.0E-02	20
<i>Cycloxanthops sexdecimdentatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0.6	1.0E-02	10
<i>Pleuroncodes monodon</i>	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0.4	6.7E-03	10
<i>Pinnaxodes sp.</i>	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0.4	6.7E-03	10
<i>Pachycheles crinimanus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0.4	6.7E-03	10
<i>Acanthonyx petiverii</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0.2	3.3E-03	10
<i>Allopetrolisthes sp.</i>	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0.2	3.3E-03	10
<b>Crustacea Cirripedia</b>													
<i>Balanus laevis</i>	656	3208	626	686	368	524	78	222	152	2	652.2	10.87	100
<i>Austromegabalanus psittacus</i>	698	0	0	0	0	0	0	0	0	0	69.8	1.16	10
<b>Otros Crustacea</b>													
Tanaidacea	0	0	0	0	0	0	0	73	238	140	45.1	0.75	30
Pycnogonidae	0	35	2	0	0	0	0	0	0	0	3.7	0.06	20
<b>Mollusca Gastropoda</b>													
<i>Crepidatella dilatata</i>	72	125.5	240	122	142	96	4	22	580	10	141.4	2.36	100

...continuación

	nov-12	dic-12	feb-13	mar-13	abr-13	jun-13	ago-13	oct-13	nov-13	dic-13	N	D	F
<i>Nassarius gayi</i>	0	97.5	37	18	136	0	0	0	0	0	28.9	0.48	40
<i>Trochita trochiformis</i>	22	6.5	3	32	8	0	58	53	100	5	28.8	0.48	90
Calyptraeidae	0	0	0	0	0	0	0	44	48	0	9.2	0.15	20
<i>Nassarius dentifer</i>	0	0	0	0	0	0	0	8	2	60	7.0	0.12	30
<i>Crepidula sp.</i>	56	0	0	6	0	0	0	0	0	0	6.2	0.10	20
<i>Mitrella sp.</i>	0	0	0	0	0	0	24	12	22	0	5.8	0.10	30
<i>Mitra sp.</i>	2	0	2	0	42	0	2	4	0	0	5.2	0.09	50
<i>Diaulula variolata</i>	0	0	0	0	0	0	2	0	0	44	4.6	0.08	20
<i>Mitrella buccinoides</i>	0	0	38	0	0	0	0	0	6	0	4.4	0.07	20
<i>Fissurella sp.</i>	0	0	0	0	2	0	12	0	10	10	3.4	0.06	40
<i>Nassarius sp.</i>	0	0	0	0	0	4	6	6	4	10	3.0	0.05	50
<i>Tegula atra</i>	0	0	2	0	18	0	0	0	0	0	2.0	0.03	20
<i>Crepidula excavata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	18	0	1.8	0.03	10
<i>Solenosteira gatesi</i>	0	0	0	12	0	0	0	0	2	0	1.4	0.02	20
<i>Fissurella nigra</i>	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0.6	1.0E-02	10
<i>Fissurella peruviana</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0.6	1.0E-02	10
<i>Prisogaster niger</i>	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0.6	1.0E-02	10
<i>Stramonita haemastoma</i>	0	0	2	0	0	0	0	0	0	2.5	0.5	7.5E-03	20
<i>Alia unifasciata</i>	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0.4	6.7E-03	10
<i>Fissurella limbata</i>	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0.2	3.3E-03	10
<i>Fissurella maxima</i>	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0.2	3.3E-03	10
<i>Lottia orbigny</i>	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0.2	3.3E-03	10
<i>Concholepas concholepas</i>	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.2	3.3E-03	10
<i>Xanthochorus buxeus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0.2	3.3E-03	10
<b>Mollusca Bivalvia</b>													
<i>Semimytilus algosus</i>	22	83	221	8	8	16	22	0	2	4	38.6	0.64	90
Mactridae	26	10	206	12	0	0	0	0	0	0	25.4	0.42	40
<i>Lithophaga sp.</i>	36	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3.6	0.06	10

...continuación

	nov-12	dic-12	feb-13	mar-13	abr-13	jun-13	ago-13	oct-13	nov-13	dic-13	N	D	F
<i>Argopecten purpuratus</i>	0	8	3	2	8	0	2	2	0	0	2.5	0.04	60
<i>Petricola olssoni</i>	8	0	0	0	0	2	0	6	0	0	1.6	0.03	30
<i>Semele sp.</i>	4	0	0	8	0	0	0	0	0	0	1.2	0.02	20
Bivalvia	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0.4	6.7E-03	10
<i>Anadara sp.</i>	0	2.5	0	0	0	0	0	0	0	0	0.3	4.2E-03	10
<b>Chordata</b>													
<i>Ciona sp.</i>	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0.6	0.01	10
<b>Cnidaria</b>													
Anthozoa	0	0	0	0	0	0	0	6	28	225	25.9	0.43	30
<i>Actinia sp.</i>	6	48	0	8	6	0	10	0	0	0	7.8	0.13	50
<i>Anthothoe chilensis</i>	32	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3.2	0.05	10
<b>Echinodermata</b>													
<i>Ophiactis kroeyeri</i>	0	0	0	0	8	4	0	6	12	7.5	3.8	0.06	50
<b>Nemertea</b>													
Nemertea	0	0	0	4	4	0	0	0	12	14	3.4	0.06	40
<b>Platyhelminthes</b>													
Notoplanidae	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0.6	0.01	10
Platyhelminthes	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0.2	3.3E-03	10
<b>Porifera</b>													
Demospongiae	0.125	0	0	0.125	0	0	0	0	0.25	0.5	0.10	1.7E-03	40
<i>Grantia sp.</i>	0.25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.03	4.2E-04	10

**ANEXO 3. Comunidad de fauna epibentónica asociada a la pradera de *Caulerpa filiformis* en el área urbana.  
Los resultados están expresados en densidad (ind.m<sup>-2</sup>). N = abundancia total, D = dominancia y F = frecuencia.**

	nov-12	dic-12	feb-13	mar-13	abr-13	jun-13	ago-13	oct-13	nov-13	dic-13	N	D	F
<b>Polychaeta</b>													
<i>Pseudonereis gallapagensis</i>	1031.3	963	3120	1368	2358.3	872	539.4	0	0	0	1025.2	19.98	70
<i>Platynereis australis</i>	0	0	0	0	0	0	0	291	1399.3	2214	390.4	7.61	30
<i>Nereis callaona</i>	60.7	0	1180.7	20	0	0	0	0	2	22	128.5	2.50	50
Flabelligeridae	0	0	434	0	0	0	0	0	0	0	43.4	0.85	10
<i>Diopatra sp.</i>	0.7	25	10	26	0	0	0	0	0	16	7.8	0.15	50
<i>Diopatra chiliensis</i>	32	0	0	8	26	0	0	0	0	0	6.6	0.13	30
<i>Lumbrineris sp.</i>	0	3	23	0.7	21	17	0	0	0	0	6.5	0.13	50
<i>Boccardia polybranchia</i>	11.3	0	0	43	0	0	0	0	0	0	5.4	0.11	20
<i>Lumbrineris tetraura</i>	30.7	0	0	7	2.7	0	9.1	0	0	0	4.9	0.10	40
<i>Mediomastus sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	2	44.7	0	4.7	0.09	20
<i>Schistomeringos sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	26	20	4.6	0.09	20
<i>Paraprionospio pinnata</i>	0	0	0	42	0	0	0	0	0	0	4.2	0.08	10
<i>Scoletoma sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	10	15.7	16	4.2	0.08	30
<i>Cirratulus sp.</i>	0	0	33.3	0	0	0	0	0	0	0	3.3	0.06	10
Cirratulidae	0	0	0	0	0	0	0	0	30	0	3.0	0.06	10
Syllidae	2	0	0	8	2	0	6.9	0	10	0	2.9	0.06	50
<i>Onuphis sp.</i>	0	0	19.3	4	4	0	0	0	0	0	2.7	0.05	30
<i>Spiophanes sp.</i>	0	0	0	26	0	0	0	0	0	0	2.6	0.05	10
<i>Trophoniella sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	5	20	2.5	0.05	20
<i>Halosydna sp.</i>	0	0	14	0	0	0	0	0	8	0	2.2	0.04	20
<i>Sabella sp.</i>	5.3	0	0	3	11	0	0	0	0	0	1.9	0.04	30
<i>Halosydna johnsoni</i>	8	4	0	3	3.3	0	0	0	0	0	1.8	0.04	40
<i>Notomastus sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	18	0	1.8	0.04	10
<i>Axiothella rubrocincta</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	18	0	1.8	0.04	10
<i>Dorvillea sp.</i>	1.3	0	0	2.7	4.7	0	6.9	0	0	0	1.6	0.03	40
<i>Eunice pennata</i>	0	0	3	10	0	0	0	0	0	0	1.3	0.03	20

...continuación

	nov-12	dic-12	feb-13	mar-13	abr-13	jun-13	ago-13	oct-13	nov-13	dic-13	N	D	F
<i>Arabella sp.</i>	0	0	0	0	11	2	0	0	0	0	1.3	0.03	20
Sabellidae	0	0	0	0	0	0	0	0	9	0	0.9	0.02	10
<i>Syllis sp.</i>	0	0	8.7	0	0	0	0	0	0	0	0.9	0.02	10
<i>Aricidea sp.</i>	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.8	0.02	10
<i>Oxydromus furcatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	2	4	0.6	1.2E-02	20
<i>Hesione sp.</i>	1	0	0	2	2	0	0	0	0	0	0.5	9.7E-03	30
Polynoidae	0	0	0	0	3	0	0	0	2	0	0.5	9.7E-03	20
<i>Aglaophamus dicirris</i>	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0.4	7.8E-03	10
<i>Sigambra bassi</i>	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0.4	7.8E-03	10
<i>Glycera americana</i>	0.7	0	0.7	0	0	0	2.3	0	0	0	0.4	7.1E-03	30
Capitellidae	0	0	3.3	0	0	0	0	0	0	0	0.3	6.5E-03	10
Hesionidae	0	0	3.3	0	0	0	0	0	0	0	0.3	6.5E-03	10
<i>Paraprionospio sp.</i>	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.3	5.8E-03	10
<i>Ancistrosyllis sp.</i>	0	0	0	0	2.7	0	0	0	0	0	0.3	5.2E-03	10
<i>Eunice sp.</i>	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0.2	3.9E-03	10
<i>Marphysa sp.</i>	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0.2	3.9E-03	10
<i>Eulalia sp.</i>	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0.2	3.9E-03	10
<i>Steggoa sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0.2	3.9E-03	10
<i>Phragmatopoma virgini</i>	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.2	3.9E-03	10
<i>Parasabella sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0.2	3.9E-03	10
<i>Prionospio peruana</i>	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0.2	3.9E-03	10
<i>Nephtys ferruginea</i>	0	0	1.7	0	0	0	0	0	0	0	0.2	3.2E-03	10
<i>Tharyx sp.</i>	0	0	1.7	0	0	0	0	0	0	0	0.2	3.2E-03	10
<i>Chaetopterus sp.</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0.1	1.9E-03	10
<i>Lumbrineris biuncinata</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.1	1.9E-03	10
<i>Platynereis bicanaliculata</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0.1	1.9E-03	10
<i>Aglaophamus sp.</i>	0	0	0	0	0.7	0	0	0	0	0	0.07	1.3E-03	10



...continuación

	nov-12	dic-12	feb-13	mar-13	abr-13	jun-13	ago-13	oct-13	nov-13	dic-13	N	D	F
<b>Crustacea Amphipoda</b>													
Gammaridae	496	2236	360.7	6	478.3	1917	2189.7	0	0	0	768.4	14.97	70
<i>Erichthonius punctatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	2343	1696.3	2682	672.1	13.10	30
<i>Elasmopus sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	2095	2233.3	1178	550.6	10.73	30
Ischyroceridae	64.7	89	13	136	95.3	285	1792	0	0	0	247.5	4.82	70
<i>Caprella scaura</i>	0	0	0	0	0	0	0	1001	695	114	181.0	3.53	30
<i>Gammarus sp.</i>	0	0	0	541	0	0	1193.1	0	0	0	173.4	3.38	20
<i>Monocorophium sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	646	592.3	66	130.4	2.54	30
Podoceridae	14	0	0	53	0	0	153.1	0	0	0	22.0	0.43	30
<i>Caprella sp.</i>	0	5	0	10	82	0	0	0	0	0	9.7	0.19	30
Phoxocephalidae	50	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5.0	0.10	10
<i>Jassa sp.</i>	0	0	0	28	0	0	0	0	0	0	2.8	0.05	10
Haustoriidae	0	0	0	25.3	0	0	0	0	0	0	2.5	0.05	10
Stenothoidae	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0.2	3.9E-03	10
<b>Crustacea Decapoda</b>													
<i>Eurypanopeus transversus</i>	81.7	211	1053	139	55.7	115	4.6	10	91	310	207.1	4.04	100
Xanthidae	0	3	58	14	0	0	0	0	0	0	7.5	0.15	30
<i>Romaleon setosum</i>	4	10	3.3	3.7	0	0	0	4	32	14	7.1	0.14	70
<i>Pilumnoides perlatus</i>	0	1	2	0	0	0	0	0	8	8	1.9	0.04	40
Porcellanidae	1	1	0	0	0	0	0	0	8	4	1.4	0.03	40
<i>Pagurus edwardsii</i>	1	0	2	6	3.3	0	0	0	0	0	1.2	0.02	40
<i>Synalpheus spinifrons</i>	0	0	0	4	0	0	0	0	0	8	1.2	0.02	20
<i>Pinnixa transversalis</i>	8	0	0	4	0	0	0	0	0	0	1.2	0.02	20
<i>Allopetrolisthes sp.</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	6	2	0.9	0.02	30
<i>Eriphia squamata</i>	2	1	0	3.3	1.3	0	0	0	0	0	0.8	1.5E-02	40
Decapoda	0	0	3.3	4	0	0	0	0	0	0	0.7	1.4E-02	20
<i>Pachycheles crinimanus</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	6	0	0.7	1.4E-02	20
<i>Hepatus chiliensis</i>	0	0	1.3	2	0	0	0	0	0	2	0.5	1.0E-02	30

...continuación

	nov-12	dic-12	feb-13	mar-13	abr-13	jun-13	ago-13	oct-13	nov-13	dic-13	N	D	F
<i>Cancer porteri</i>	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0.4	7.8E-03	10
<i>Bellia picta</i>	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0.3	5.8E-03	10
<i>Platyxanthus sp.</i>	2	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0.3	5.8E-03	20
<i>Alpheus sp.</i>	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0.2	3.9E-03	10
<i>Metacarcinus edwardsii</i>	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0.2	3.9E-03	10
<i>Pleuroncodes monodon</i>	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0.2	3.9E-03	10
<i>Pinnixa chiloensis</i>	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.2	3.9E-03	10
<i>Pinnixa sp.</i>	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0.2	3.9E-03	10
<i>Petrolisthes violaceus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0.2	3.9E-03	10
<i>Synalpheus sp.</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0.1	1.9E-03	10
<i>Pinnaxodes sp.</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0.1	1.9E-03	10
<i>Platyxanthus orbigny</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.1	1.9E-03	10
<b>Crustacea Cirripedia</b>													
<i>Balanus laevis</i>	65.7	110	140	6	0	0	0	6	74	12	41.4	0.81	70
<b>Otros Crustacea</b>													
Tanaidacea	0	0	0	0	0	0	0	210	245.3	250	70.5	1.37	30
Pycnogonidae	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0.2	3.9E-03	10
<b>Mollusca Gastropoda</b>													
<i>Crepidatella dilatata</i>	12	171	78	0	0	0	0	7	6	14	28.8	0.56	60
<i>Mitrella sp.</i>	0	0	0	13	0	3	4.6	7	82	54	16.4	0.32	60
<i>Trochita trochiformis</i>	0	0	0	0	0	0	0	10	103	0	11.3	0.22	20
<i>Mitra sp.</i>	0	7	21	2	0	2	0	8	53	12	10.5	0.20	70
<i>Alia unifasciata</i>	0	12	0	0	0	0	0	20	57	12	10.1	0.20	40
Columbellidae	0	0	0	0	0	0	0	0	84	14	9.8	0.19	20
<i>Mitrella buccinoides</i>	0	10	22	0	0	0	0	8	0	40	8.0	0.16	40
<i>Pseudozonaria sp.</i>	0	0	0	0	0	0	59.4	0	0	0	5.9	0.12	10
<i>Nassarius gayi</i>	0	17	13	16	6.7	2	0	0	0	0	5.5	0.11	50

...continuación

	nov-12	dic-12	feb-13	mar-13	abr-13	jun-13	ago-13	oct-13	nov-13	dic-13	N	D	F
<i>Nassarius dentifer</i>	0	0	0	0	0	0	0	3	0	18	2.1	0.04	20
Seraphsidae	0	0	0	0	0	0	0	0	18	2	2.0	0.04	20
<i>Crepidula sp.</i>	0	0	0	16	0	0	0	0	0	0	1.6	0.03	10
<i>Fissurella sp.</i>	0	4	0	2	2	1	0	0	1	2	1.2	0.02	60
<i>Nassarius sp.</i>	4	0	0	0	2	0	0	1	0	0	0.7	1.4E-02	30
<i>Fissurella peruviana</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	3	2	0.5	9.7E-03	20
<i>Bursa ventricosa</i>	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0.4	7.8E-03	10
<i>Tegula euryomphala</i>	0	1	0	0	0	0	0	2	0	0	0.3	5.8E-03	20
<i>Crucibulum sp.</i>	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0.3	5.8E-03	10
<i>Fissurella maxima</i>	0	0	0	0	0	0	2.3	0	0	0	0.2	4.5E-03	10
<i>Lottia orbigny</i>	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0.2	3.9E-03	10
<i>Tegula luctuosa</i>	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0.2	3.9E-03	10
<i>Cerithidea sp.</i>	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0.2	3.9E-03	10
<i>Anachis sp.</i>	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0.2	3.9E-03	10
<i>Stramonita haemastoma</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0.2	3.9E-03	10
<i>Thaisella chocolata</i>	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0.2	3.9E-03	10
<i>Xanthochorus buxeus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0.2	3.9E-03	10
<i>Sinum cymba</i>	0	0	1.3	0	0	0	0	0	0	0	0.1	2.6E-03	10
<i>Prunum curtum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0.1	1.9E-03	10
<i>Oliva peruviana</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0.1	1.9E-03	10
<i>Diaulula variolata</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.1	1.9E-03	10
<b>Mollusca Bivalvia</b>													
<i>Semimytilus algosus</i>	227	279	2	2	0	0	0	7	91	4	61.2	1.19	70
<i>Petricola olssoni</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	24	4	2.9	0.06	30
Mactridae	0	0	22	0	0	5	0	0	0	0	2.7	0.05	20
Tellinoidea	0	0	0	0	0	0	0	20	4	0	2.4	0.05	20
<i>Semele sp.</i>	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0	1.0	0.02	10
Bivalvia	0	0	0	0	0	0	0	1	6	2	0.9	0.02	30

...continuación

	nov-12	dic-12	feb-13	mar-13	abr-13	jun-13	ago-13	oct-13	nov-13	dic-13	N	D	F
<i>Argopecten purpuratus</i>	3.3	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0.6	1.2E-02	30
<i>Mulinia sp.</i>	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.6	1.2E-02	10
<i>Lithophaga sp.</i>	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0.2	3.9E-03	10
<b>Mollusca Polyplacophora</b>													
<i>Tonicia chilensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0.2	3.9E-03	10
<i>Chaetopleura hennahi</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0.1	1.9E-03	10
<b>Cnidaria</b>													
Anthozoa	0	0	0	0	0	0	0	0	122.3	852	97.4	1.90	20
<i>Actinia sp.</i>	14.7	12	164	2	14	0	0	0	0	0	20.7	0.40	50
<i>Anthothoe chilensis</i>	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0.3	0.01	10
<b>Echinodermata</b>													
<i>Ophiactis kroeyeri</i>	0	6	0	0	6	21	0	82	7	10	13.2	0.26	60
<b>Nemertea</b>													
Nemertea	8	4	0	3.3	0	0	0	0	5	32	5.2	0.10	50
<i>Nemertopsis gracilis</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.1	1.9E-03	10
<b>Platyhelminthes</b>													
Platyhelminthes	0	0	126.7	0	6	0	0	0	0	0	13.3	0.26	20
Notoplanidae	0	11	0	5	3.7	8	0	0	0	0	2.8	0.05	40
<b>Porifera</b>													
Demospongiae	0.25	0	0	0	0	0	0.25	0.25	0.25	0.375	0.1	2.7E-03	50
<b>Sipuncula</b>													
<i>Sipunculus nudus</i>	0	0	0	0	5.33	0	0	0	0	0	0.5	0.01	10

**ANEXO 4. Comunidad de macroalgas asociada a la pradera de *Caulerpa filiformis* en el área marina protegida.  
Los resultados están expresados en peso fresco (g.m<sup>-2</sup>). B = biomasa total, D = dominancia y F = frecuencia.**

	nov-12	dic-12	feb-13	mar-13	abr-13	jun-13	ago-13	oct-13	nov-13	dic-13	B	D	F
<b>Chlorophyta</b>													
<i>Caulerpa filiformis</i>	261.24	1850.29	1051.22	1191.18	1669.74	1968.82	5255.62	3809.51	2931.68	5040.43	2502.97	85.43	100
<i>Ulva papenfussii</i>	0.00	0.00	58.89	292.98	174.58	48.64	260.98	0.00	1.34	0.00	83.74	2.86	60
<i>Codium peruvianum</i>	4.52	0.00	19.27	35.52	18.14	33.48	274.84	189.78	35.28	79.43	69.03	2.36	90
<i>Ulva linza</i>	25.60	0.00	0.00	0.50	0.00	0.00	0.00	105.12	0.00	0.00	13.12	0.45	30
<i>Ulva costata (nematoidea)</i>	0.00	0.00	18.90	0.00	0.00	30.66	0.00	0.00	0.00	0.00	4.96	0.17	20
<i>Ulva rigida</i>	3.22	0.00	3.81	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.70	0.02	20
<i>Chaetomorpha sp.</i>	0.02	0.00	0.00	0.00	0.10	0.24	0.00	0.00	0.00	0.00	0.04	1.2E-03	30
<i>Ulva prolifera</i>	0.00	0.00	0.00	0.10	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	3.4E-04	10
<i>Cladophora sp.</i>	0.00	0.00	0.04	0.00	0.00	0.00	0.04	0.00	0.00	0.00	0.01	2.7E-04	20
<b>Ochrophyta</b>													
<i>Myriogloea chilensis</i>	253.76	0.00	0.00	0.00	0.00	30.48	8.18	0.00	5.82	0.00	29.82	1.02	40
<i>Colpomenia sinuosa</i>	0.00	0.00	4.72	0.00	5.14	6.60	0.68	20.01	1.82	48.21	8.72	0.30	70
<i>Ectocarpus sp.</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.40	0.04	1.4E-03	10
<b>Rhodophyta</b>													
<i>Chondracanthus chamissoi</i>	11.52	482.95	453.97	167.98	151.62	109.66	65.66	12.57	339.66	181.05	197.66	6.75	100
<i>Polysiphonia sphaerocarpa</i>	0.00	0.00	0.00	0.36	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	96.00	9.64	0.33	20
<i>Polysiphonia sp.</i>	0.00	0.00	2.60	31.94	10.50	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	4.50	0.15	30
<i>Gracilariopsis lemaneiformis</i>	0.00	0.00	0.00	0.46	0.12	23.54	0.44	0.00	0.00	0.00	2.46	0.08	40
<i>Pterosiphonia dendroidea</i>	0.00	0.00	0.04	0.64	0.56	0.04	0.00	9.15	0.00	0.00	1.04	0.04	50
<i>Pleonosporium venustissimum</i>	0.02	0.00	0.00	0.32	0.02	0.00	9.62	0.04	0.02	0.24	1.03	0.04	70
<i>Ahnfeltiopsis furcellata</i>	0.02	0.56	0.00	0.00	0.00	3.24	0.00	0.00	0.00	0.00	0.38	1.3E-02	30
<i>Corallina officinalis</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.38	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.04	1.3E-03	10

**ANEXO 5. Comunidad de macroalgas asociada a la pradera de *Caulerpa filiformis* en el área urbana.  
Los resultados están expresados en peso fresco (g.m<sup>-2</sup>). B = biomasa total, D = dominancia y F = frecuencia.**

	nov-12	dic-12	feb-13	mar-13	abr-13	jun-13	ago-13	oct-13	nov-13	dic-13	B	D	F
<b>Chlorophyta</b>													
<i>Caulerpa filiformis</i>	2782.09	4705.40	4259.63	1738.92	2530.90	3073.74	3440.33	2873.53	3621.45	3229.04	3225.50	97.12	100
<i>Ulva papenfussii</i>	10.16	5.38	3.14	7.37	19.24	86.28	0.96	26.48	193.62	10.52	36.32	1.09	100
<i>Cladophora sp.</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	94.36	0.00	0.00	0.00	0.00	9.44	0.28	10
<i>Ulva costata (nematoidea)</i>	3.25	0.00	0.00	41.62	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	4.49	0.14	20
<i>Codium peruvianum</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	6.54	0.00	0.00	0.00	2.84	0.94	0.03	20
<i>Ulva rigida</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	4.28	0.00	0.00	0.43	0.01	10
<i>Chaetomorpha sp.</i>	0.01	0.00	0.00	0.02	0.02	0.00	0.68	0.46	0.22	1.04	0.24	7.4E-03	70
<b>Rhodophyta</b>													
<i>Chondracanthus chamissoi</i>	0.00	0.00	0.00	93.82	11.98	0.00	0.00	0.25	0.00	52.26	15.83	0.48	40
<i>Grateloupia doryphora</i>	0.00	0.00	0.00	21.36	95.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	11.64	0.35	20
<i>Gracilariopsis lemaneiformis</i>	0.00	0.00	0.14	0.00	0.63	24.51	0.00	0.00	0.00	0.00	2.53	0.08	30
<i>Polysiphonia sp.</i>	0.00	0.00	4.06	21.16	0.04	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	2.53	0.08	30
<i>Polysiphonia sphaerocarpa</i>	0.00	0.00	0.00	0.12	0.00	0.00	14.58	0.00	0.00	4.84	1.95	0.06	30
<i>Cryptonemia sp.</i>	5.78	12.02	0.00	0.00	0.76	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.86	0.06	30
<i>Pleonosporium venustissimum</i>	0.00	1.81	0.66	0.06	0.17	0.00	0.00	2.53	0.28	1.18	0.67	0.02	70
<i>Callophyllis pinnata</i>	0.00	0.00	2.44	0.00	0.00	1.52	0.00	0.00	0.00	0.92	0.49	1.5E-02	30
<i>Ahnfeltiopsis furcellata</i>	1.87	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.02	0.19	5.7E-03	20
<i>Rhodymenia corallina</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.06	0.11	3.2E-03	10
<i>Sarcodiotheca gaudichaudii</i>	0.00	0.45	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.05	1.4E-03	10
<i>Ahnfeltiopsis flabelliformis</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.30	0.03	9.0E-04	10
<b>Tracheophyta</b>													
<i>Ruppia maritima</i> ??*	0.00	0.00	0.00	0.00	0.67	57.20	0.00	0.00	0.00	0.00	5.79	0.17	20

(\*) **Fanerógama marina.**

## ANEXO 6. Análisis estadísticos de la biomasa y cobertura de *Caulerpa filiformis*.

### ANEXO 6A. Prueba de Kruskal-Wallis para los promedios de biomasa y cobertura mensuales de *Caulerpa filiformis*. (Los datos no siguen una distribución normal).

Área	Variable	H ( $\chi^2$ )	p-valor	significancia
AMP	Biomasa	27.59	0.001118	**
AMP	Cobertura	14.68	0.1001	n.s.
AU	Cobertura	7.946	0.5396	n.s.

AMP: área marina protegida; AU: área urbana. (\*) significativo; (\*\*) significativamente alto; (\*\*\*) significativamente muy alto; n.s. = no significativo.

### ANEXO 6B. Prueba de comparación por pares de Mann-Whitney entre los promedios de biomasa mensual de *C. filiformis* en el área marina protegida.

p-valor	nov-12	dic-12	feb-13	mar-13	abr-13	jun-13	ago-13	oct-13	nov-13
dic-12	0.066								
feb-13	<b>0.031</b>	0.713							
mar-13	0.128	0.431	0.637						
abr-13	<b>0.004</b>	0.958	0.318	0.270					
jun-13	<b>0.010</b>	0.958	0.564	0.431	0.495				
ago-13	<b>0.001</b>	0.083	<b>0.018</b>	<b>0.024</b>	0.083	0.066			
oct-13	<b>0.004</b>	0.066	<b>0.031</b>	<b>0.024</b>	<b>0.041</b>	0.189	0.875		
nov-13	<b>0.014</b>	0.564	0.318	0.227	0.713	0.713	0.270	0.713	
dic-13	<b>0.003</b>	0.066	<b>0.041</b>	<b>0.018</b>	0.066	0.052	0.958	0.495	0.227

Los valores resaltados con amarillo indican diferencias significativas.

### ANEXO 6C. ANOVA de una vía para los promedios mensuales de biomasa de *Caulerpa filiformis* en el área urbana. (Los datos siguen una distribución normal).

Fuente de variación	SC	gl	CM	F	p-valor	significancia
Entre meses	51987060	9	5776340	1.373	0.2169	n.s.
Dentro de meses	294419300	70	4205990			
Total	346406360	79				

(\*) significativo; (\*\*) significativamente alto; (\*\*\*) significativamente muy alto; n.s. = no significativo.

**Anexo 6D. PERMANOVA de dos vías para los promedios de biomasa y cobertura de *Caulerpa filiformis*.**

Biomasa	SC	gl	CM	Pseudo-F	p(perm)	significancia
Área	1.3362	1	1.3362	8.4294	0.0003	***
mes	3.1025	9	0.34472	2.1746	0.004	**
Interacción Área*mes	2.2335	9	0.24817	1.5655	0.0613	n.s.
Residual	22.193	140	0.15852			
Total	28.865	159				

Cobertura	SC	gl	CM	Pseudo-F	p(perm)	significancia
Lugar	2.2639	1	2.2639	9.7991	0.0001	***
Fecha	2.8063	9	0.31182	1.3496	0.1128	n.s.
Interacción Área*mes	1.9374	9	0.21526	0.93174	0.5429	n.s.
Residual	32.345	140	0.23103			
Total	39.353	159				

(\*) significativo; (\*\*) significativamente alto; (\*\*\*) significativamente muy alto; n.s. = no significativo.



**ANEXO 7. Análisis estadísticos de la abundancia y diversidad de fauna epibentónica asociada a *Caulerpa filiformis*.**

**ANEXO 7A. PERMANOVA de dos vías para los promedios de densidad y riqueza de los grupos taxonómicos Polychaeta, Crustacea y Mollusca en el área marina protegida.**

Densidad	SC	gl	CM	Pseudo-F	p(perm)	significancia
Taxa	91164	2	45582	27	0.0001	***
mes	18557	9	2061.9	1	0.1946	n.s.
Interacción Taxa*mes	47033	18	2613	1.5476	0.0103	*
Residual	317430	188	1688.4			
Total	483590	217				

Riqueza	SC	gl	CM	Pseudo-F	p(perm)	significancia
Taxa	21512	2	10756	19.845	0.0001	***
mes	6782.5	9	753.61	1.3904	0.1611	n.s.
Interacción Taxa*mes	27463	18	1525.7	2.815	0.0001	*
Residual	101900	188	542			
Total	159990	217				

(\*) significativo; (\*\*) significativamente alto; (\*\*\*) significativamente muy alto; n.s. = no significativo.

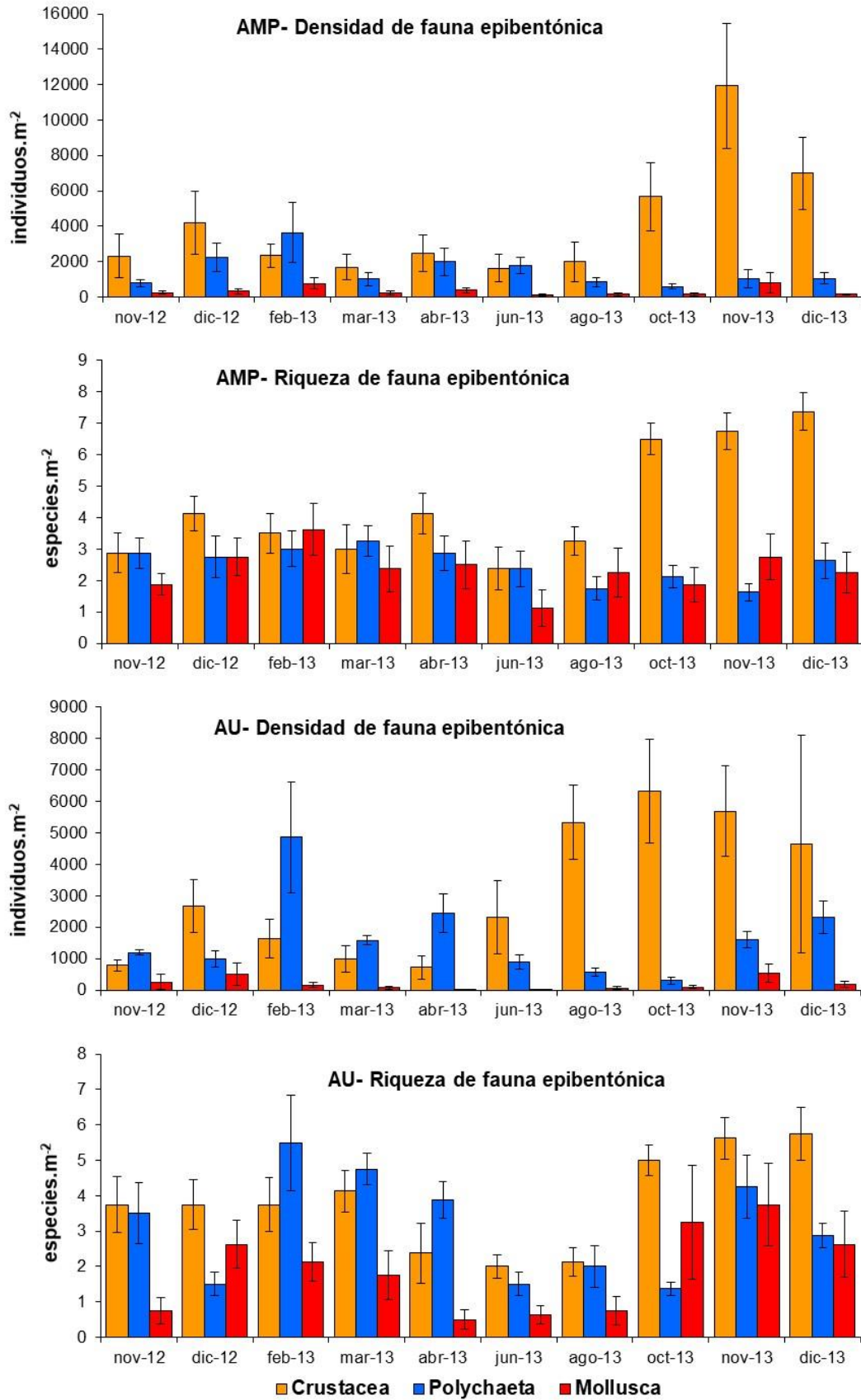
**ANEXO 7B. PERMANOVA de dos vías para los promedios de densidad y riqueza de los grupos taxonómicos Polychaeta, Crustacea y Mollusca en el área marina urbana.**

Densidad	SC	gl	CM	Pseudo-F	p(perm)	significancia
Taxa	104990	2	52494	34.084	0.0001	***
mes	25517	9	2835.2	1.8409	0.0051	**
Interacción Taxa*mes	80392	18	4466.2	2.8999	0.0001	***
Residual	274140	178	1540.1			
Total	484060	207				

Riqueza	SC	gl	CM	Pseudo-F	p(perm)	significancia
Taxa	9773	2	4886.5	7.393	0.0006	***
mes	28863	9	3207	4.852	0.0001	**
Interacción Taxa*mes	28539	18	1585.5	2.3988	0.0003	***
Residual	117650	178	660.96			
Total	184440	207				

(\*) significativo; (\*\*) significativamente alto; (\*\*\*) significativamente muy alto; n.s. = no significativo.



**ANEXO 7C. Promedios de densidad y riqueza de los grupos Crustacea, Polychaeta y Mollusca en el área marina protegida (AMP) y el área urbana (AU).**

**ANEXO 7D. Prueba t de comparación de pares entre los promedios de densidad y riqueza de los grupos taxonómicos Polychaeta, Crustacea y Mollusca.**

Área marina protegida			
Densidad	t	p(perm)	significancia
Polychaeta - Crustacea	3.7967	0.0001	***
Polychaeta - Mollusca	4.738	0.0001	***
Crustacea - Mollusca	6.7128	0.0001	***
Riqueza	t	p(perm)	significancia
Polychaeta - Crustacea	6.3717	0.0001	***
Polychaeta - Mollusca	1.2252	0.2215	n.s.
Crustacea - Mollusca	4.4543	0.0001	***
Área urbana			
Densidad	t	p(perm)	significancia
Polychaeta - Crustacea	2.5443	0.0012	**
Polychaeta - Mollusca	7.8888	0.0001	***
Crustacea - Mollusca	6.1581	0.0001	***
Riqueza	t	p(perm)	significancia
Polychaeta - Crustacea	2.5598	0.0062	**
Polychaeta - Mollusca	1.5896	0.0956	n.s.
Crustacea - Mollusca	3.6197	0.0003	***

(\*) significativo; (\*\*) significativamente alto; (\*\*\*) significativamente muy alto; n.s. = no significativo.

**ANEXO 7E. Prueba de Kruskal-Wallis para los promedios de densidad y riqueza mensual de fauna epibentónica. (Los datos no siguen una distribución normal).**

Área	Variable	H ( $\chi^2$ )	p-valor	significancia
AMP	Densidad	25.18	0.002776	**
AU	Densidad	22.71	0.006886	**
AU	Riqueza	32.86	0.0001415	***

AMP: área marina protegida; AU: área urbana. (\*) significativo; (\*\*) significativamente alto; (\*\*\*) significativamente muy alto; n.s. = no significativo.

**ANEXO 7F. Prueba de comparación por pares de Mann-Whitney entre los promedios de densidad mensual de fauna epibentónica en el área marina protegida.**

p-valor	nov-12	dic-12	feb-13	mar-13	abr-13	jun-13	ago-13	oct-13	nov-13
dic-12	0.0661								
feb-13	0.0661	0.6365							
mar-13	0.9163	0.0661	0.0520						
abr-13	0.2701	0.4948	0.3720	0.2271					
jun-13	0.9581	0.1278	0.1412	0.7132	0.4309				
ago-13	0.4948	0.0313	0.0831	0.7132	0.0831	0.4948			
oct-13	0.1893	0.7132	0.6365	0.1278	0.7929	0.1893	0.0520		
nov-13	0.0039	0.0661	0.0831	0.0039	0.0181	0.0074	0.0039	0.0520	
dic-13	0.0240	0.5635	0.7132	0.0240	0.2701	0.0661	0.0240	0.3184	0.2701

Los valores resaltados con amarillo indican diferencias significativas.

**ANEXO 7G. Prueba de comparación por pares de Mann-Whitney entre los promedios de densidad mensual de fauna epibentónica en el área urbana.**

p-valor	nov-12	dic-12	feb-13	mar-13	abr-13	jun-13	ago-13	oct-13	nov-13
dic-12	0.0406								
feb-13	0.1278	0.5283							
mar-13	0.9581	0.0829	0.1033						
abr-13	0.4309	0.3184	0.1278	0.7130					
jun-13	0.9581	0.2271	0.1563	0.9581	0.7132				
ago-13	0.0181	0.2701	0.9581	0.0519	0.1036	0.1036			
oct-13	0.0240	0.3720	0.9581	0.0519	0.1278	0.1036	0.9581		
nov-13	0.0014	0.0520	0.4619	0.0027	0.0181	0.0101	0.3184	0.4309	
dic-13	0.0136	0.5635	0.8748	0.0404	0.2271	0.1278	0.7929	0.7929	0.1893

Los valores resaltados con amarillo indican diferencias significativas.

**ANEXO 7H. Prueba de comparación por pares de Mann-Whitney entre los promedios de riqueza mensual de fauna epibentónica en el área urbana.**

p-valor	nov-12	dic-12	feb-13	mar-13	abr-13	jun-13	ago-13	oct-13	nov-13
dic-12	0.712								
feb-13	0.396	0.368							
mar-13	0.113	0.126	0.874						
abr-13	0.635	0.562	0.187	0.081					
jun-13	0.026	0.017	0.008	0.001	0.167				
ago-13	0.073	0.044	0.009	0.010	0.151	0.707			
oct-13	0.671	1.000	0.598	0.169	0.342	0.005	0.015		
nov-13	0.065	0.027	0.369	0.127	0.016	0.002	0.003	0.103	
dic-13	0.040	0.045	0.525	0.560	0.040	0.001	0.007	0.065	0.429

Los valores resaltados con amarillo indican diferencias significativas.

**ANEXO 7I. ANOVA de una vía para los promedios mensuales de riqueza, diversidad de Shannon (H') y Equidad de Pielou (J') de la fauna epibentónica en el área marina protegida. (Los datos siguen una distribución normal).**

Riqueza	SC	gl	CM	F	p-valor	significancia
Entre meses	431.012	9	47.8903	3.458	0.001409	**
Dentro de meses	969.375	70	13.8482			
Total	1400.39	79				

Shannon (H')	SC	gl	CM	F	p-valor	significancia
Entre meses	1.88564	9	0.209516	0.875	0.5516	n.s.
Dentro de meses	16.7609	70	0.239441			
Total	18.6465	79				

Pielou (J')	SC	gl	CM	F	p-valor	significancia
Entre meses	0.106456	9	0.0118284	0.3546	0.9524	n.s.
Dentro de meses	2.33533	70	0.0333618			
Total	2.44178	79				

No se encontraron diferencias significativas. (\*) significativo; (\*\*) significativamente alto; (\*\*\*) significativamente muy alto; n.s. = no significativo.

**ANEXO 7J. Prueba de comparación por pares de Tukey entre los promedios de riqueza mensual de fauna epibentónica en el área marina protegida.**

p-valor	nov-12	dic-12	feb-13	mar-13	abr-13	jun-13	ago-13	oct-13	nov-13
dic-12	0.997								
feb-13	0.986	1.000							
mar-13	1.000	1.000	1.000						
abr-13	0.997	1.000	1.000	1.000					
jun-13	0.969	0.546	0.412	0.838	0.546				
ago-13	1.000	0.940	0.869	0.997	0.940	0.999			
oct-13	0.956	1.000	1.000	0.997	1.000	0.294	0.765		
nov-13	0.331	0.869	0.940	0.592	0.869	0.018	0.129	0.978	
dic-13	0.047	0.331	0.456	0.129	0.331	0.001	0.012	0.592	0.997

Los valores resaltados con amarillo indican diferencias significativas.

**ANEXO 7K. ANOVA de una vía para los promedios mensuales de diversidad de Shannon (H') y Equidad de Pielou (J') de la fauna epibentónica en el área urbana. (Los datos siguen una distribución normal).**

Shannon (H')	SC	gl	CM	F	p-valor	significancia
Entre meses	6.8792	9	0.764355	5.361	0.00001457	***
Dentro de meses	9.97993	70	0.14257			
Total	16.8591	79				

Pielou (J')	SC	gl	CM	F	p-valor	significancia
Entre meses	0.3779	9	0.0419889	1.506	0.163	n.s.
Dentro de meses	1.95177	70	0.0278824			
Total	2.32967	79				

No se encontraron diferencias significativas. (\*) significativo; (\*\*) significativamente alto; (\*\*\*) significativamente muy alto; n.s. = no significativo.

**ANEXO 7L. Prueba de comparación por pares de Tukey entre los promedios de diversidad de Shannon (H') de fauna epibentónica en el área urbana.**

p-valor	nov-12	dic-12	feb-13	mar-13	abr-13	jun-13	ago-13	oct-13	nov-13
dic-12	0.9999								
feb-13	0.9996	0.9667							
mar-13	0.9999	0.9837	1.0000						
abr-13	0.5298	0.8574	0.1599	0.2081					
jun-13	0.5302	0.8577	0.1601	0.2084	1.0000				
ago-13	0.8506	0.9878	0.4208	0.5030	1.0000	1.0000			
oct-13	1.0000	0.9998	0.9999	1.0000	0.4711	0.4715	0.8065		
nov-13	0.0716	0.0162	0.3161	0.2514	0.0002	0.0002	0.0006	0.0891	
dic-13	0.9307	0.6622	0.9995	0.9982	0.0278	0.0278	0.1087	0.9532	0.7600

Los valores resaltados con amarillo indican diferencias significativas.

**ANEXO 7M. PERMANOVA de dos vías para los promedios de densidad, riqueza, diversidad de Shannon (H') y Equidad de Pielou (J') de la fauna epibentónica asociada a *Caulerpa filiformis*.**

Densidad	SC	gl	CM	F	p-valor	significancia
Área	0.088025	1	0.088025	0.80883	0.4462	n.s.
mes	3.6882	9	0.4098	3.7655	0.0001	***
Interacción Área*mes	1.129	9	0.12544	1.1526	0.2934	n.s.
Residual	15.236	140	0.10883			
Total	20.142	159				

Riqueza	SC	gl	CM	F	p-valor	significancia
Área	0.089069	1	0.089069	2.0821	0.1317	n.s.
mes	2.613	9	0.29034	6.787	0.0001	***
Interacción Área*mes	0.39275	9	0.043638	1.0201	0.4259	n.s.
Residual	5.989	140	0.042778			
Total	9.0838	159				

Shannon (H')	SC	gl	CM	F	p-valor	significancia
Área	0.069077	1	0.069077	1.3523	0.235	n.s.
mes	1.3042	9	0.14491	2.8369	0.0008	***
Interacción Área*mes	0.59532	9	0.066147	1.2949	0.197	n.s.
Residual	7.1515	140	0.051082			
Total	9.1201	159				

Pielou (J')	SC	gl	CM	F	p-valor	significancia
Área	0.018193	1	0.018193	0.48063	0.6261	n.s.
mes	0.45233	9	0.050258	1.3277	0.1673	n.s.
Interacción Área*mes	0.32507	9	0.036119	0.95419	0.4984	n.s.
Residual	5.2995	140	0.037853			
Total	6.095	159				

(\*) significativo; (\*\*) significativamente alto; (\*\*\*) significativamente muy alto; n.s. = no significativo.

**ANEXO 7N. Correlaciones de biomasa y cobertura de *Caulerpa filiformis* con la densidad de la fauna epibentónica en el área marina protegida.**

Variable 1	Variable 2	n	Correlación de Spearman	p-valor
Biomasa de Caulerpa	<i>Monocorophium sp.</i>	80	0.40659268	0.00018221
Biomasa de Caulerpa	<i>Elasmopus sp.</i>	80	0.3689586	0.00075775
Biomasa de Caulerpa	<i>Platynereis australis</i>	80	0.3546389	0.00124808
Biomasa de Caulerpa	<i>Romaleon polyodon</i>	80	0.3487731	0.00152117
Biomasa de Caulerpa	<i>Erichthonius punctatus</i>	80	0.33605218	0.00230683
Biomasa de Caulerpa	Densidad total	80	0.30102322	0.00666167
Biomasa de Caulerpa	<i>Caprella scaura</i>	80	0.29718327	0.00742793
Biomasa de Caulerpa	<i>Scoletoma sp.</i>	80	0.33512142	0.05237659
Biomasa de Caulerpa	<i>Mitrella sp.</i>	80	0.23850293	0.05312953
Biomasa de Caulerpa	Anthozoa	80	0.26744973	0.05446868
Biomasa de Caulerpa	<i>Diaulula variolata</i>	80	0.30085117	0.05469445
Biomasa de Caulerpa	<i>Actinia sp.</i>	80	-0.29387803	0.05514849
Biomasa de Caulerpa	<i>Nassarius dentifer</i>	80	0.21515088	0.05528982
Biomasa de Caulerpa	<i>Nassarius gayi</i>	80	-0.21412646	0.05648851
Biomasa de Caulerpa	Xanthidae	80	-0.21037417	0.06106153
Biomasa de Caulerpa	Porcellanidae	80	0.20986505	0.06170454
Biomasa de Caulerpa	Cobertura de Caulerpa	80	0.20915784	0.06260686
Biomasa de Caulerpa	<i>Parasabella sp.</i>	80	0.1985952	0.07740106
Biomasa de Caulerpa	<i>Pseudonereis gallapagensis</i>	80	-0.19613168	0.0812247
Biomasa de Caulerpa	<i>Platyxanthus sp.</i>	80	-0.19416024	0.08439162
Biomasa de Caulerpa	Número de especies	80	0.19409718	0.08449451
Biomasa de Caulerpa	<i>Fissurella maxima</i>	80	0.19245009	0.08721745
Biomasa de Caulerpa	<i>Gammarus sp.</i>	80	0.18385625	0.10256827
Biomasa de Caulerpa	<i>Austromegabalanus psittacus</i>	80	-0.18270578	0.10477412
Biomasa de Caulerpa	<i>Diopatra chiliensis</i>	80	-0.17959026	0.11093322
Biomasa de Caulerpa	<i>Boccardia sp.</i>	80	-0.17910714	0.1119129
Biomasa de Caulerpa	<i>Synalpheus spinifrons</i>	80	0.17544578	0.11955645
Biomasa de Caulerpa	<i>Balanus laevis</i>	80	-0.17476423	0.12102252
Biomasa de Caulerpa	<i>Prionospio peruana</i>	80	-0.17296147	0.12496691
Biomasa de Caulerpa	<i>Anthothoe chilensis</i>	80	-0.17226007	0.12652785
Biomasa de Caulerpa	<i>Semele sp.</i>	80	-0.16714644	0.13836133
Biomasa de Caulerpa	<i>Fissurella peruviana</i>	80	0.16321716	0.14800814
Biomasa de Caulerpa	<i>Pachycheles crinimanus</i>	80	0.16321716	0.14800814
Biomasa de Caulerpa	<i>Hepatus chiliensis</i>	80	-0.16098189	0.15371625
Biomasa de Caulerpa	<i>Solenosteira gatesi</i>	80	-0.16055939	0.15481338
Biomasa de Caulerpa	<i>Alia unifasciata</i>	80	0.15834501	0.16065903
Biomasa de Caulerpa	<i>Pinnaxodes sp.</i>	80	-0.15834501	0.16065903
Biomasa de Caulerpa	<i>Fissurella sp.</i>	80	0.15679108	0.1648578
Biomasa de Caulerpa	Mactridae	80	-0.15317039	0.17495437
Biomasa de Caulerpa	<i>Cirratulus sp.</i>	80	-0.14695192	0.19333854
Biomasa de Caulerpa	Gammaridae	80	-0.14660833	0.19439342
Biomasa de Caulerpa	<i>Allopetrolisthes sp.</i>	80	-0.13398424	0.23606418
Biomasa de Caulerpa	<i>Oxydromus sp.</i>	80	-0.13398424	0.23606418



...continuación

Variable 1	Variable 2	n	Correlación de Spearman	p-valor
Biomasa de Caulerpa	<i>Pagurus edwardsii</i>	80	-0.13272061	0.24055269
Biomasa de Caulerpa	<i>Nereis callaona</i>	80	0.1258703	0.26590989
Biomasa de Caulerpa	<i>Grantia sp.</i>	80	-0.1248173	0.26996204
Biomasa de Caulerpa	Polynoidae	80	0.12423993	0.27220137
Biomasa de Caulerpa	<i>Potamilla sp.</i>	80	0.12423993	0.27220137
Biomasa de Caulerpa	<i>Trophoniella sp.</i>	80	0.12423993	0.27220137
Biomasa de Caulerpa	<i>Eurypanopeus transversus</i>	80	0.12278754	0.27788955
Biomasa de Caulerpa	<i>Pinnixa transversalis</i>	80	0.12109257	0.28462741
Biomasa de Caulerpa	Podoceridae	80	0.11435806	0.31246185
Biomasa de Caulerpa	Decapoda	80	0.11203667	0.32245057
Biomasa de Caulerpa	Epialtidae	80	-0.1114282	0.3251022
Biomasa de Caulerpa	<i>Pilumnoides perlatus</i>	80	0.10712485	0.34425105
Biomasa de Caulerpa	<i>Magelona phyllisae</i>	80	-0.10475131	0.35510855
Biomasa de Caulerpa	<i>Petricola olssoni</i>	80	-0.1028489	0.3639622
Biomasa de Caulerpa	Tanaidacea	80	0.09961652	0.37931248
Biomasa de Caulerpa	<i>Argopecten purpuratus</i>	80	-0.09861009	0.38417047
Biomasa de Caulerpa	Pycnogonidae	80	-0.09843793	0.38500522
Biomasa de Caulerpa	Equidad de Pielou J'	80	-0.09791431	0.38755071
Biomasa de Caulerpa	Hesionidae	80	0.09754904	0.38933238
Biomasa de Caulerpa	<i>Onuphis sp.</i>	80	0.09753492	0.38940133
Biomasa de Caulerpa	<i>Crepipatella dilatata</i>	80	-0.09398532	0.4069699
Biomasa de Caulerpa	<i>Stramonita haemastoma</i>	80	0.09187298	0.41764127
Biomasa de Caulerpa	Platyhelminthes	80	0.09013485	0.42654213
Biomasa de Caulerpa	<i>Eunice pennata</i>	80	-0.084573	0.45574212
Biomasa de Caulerpa	<i>Anadara sp.</i>	80	0.08051804	0.4777074
Biomasa de Caulerpa	<i>Lumbrineris tetraura</i>	80	-0.0779186	0.49208138
Biomasa de Caulerpa	<i>Lithophaga sp.</i>	80	-0.07551839	0.50555302
Biomasa de Caulerpa	<i>Nassarius sp.</i>	80	0.07512292	0.50779079
Biomasa de Caulerpa	<i>Sabella sp.</i>	80	0.07427778	0.51259006
Biomasa de Caulerpa	Demospongiae	80	0.07397878	0.5142935
Biomasa de Caulerpa	<i>Glycera americana</i>	80	-0.07064624	0.53347309
Biomasa de Caulerpa	<i>Maldane sp.</i>	80	-0.0658758	0.56153104
Biomasa de Caulerpa	<i>Acanthonyx petiverii</i>	80	0.06577408	0.56213681
Biomasa de Caulerpa	<i>Mitrella buccinoides</i>	80	0.0655115	0.56370212
Biomasa de Caulerpa	Nemertea	80	0.06396517	0.57296152
Biomasa de Caulerpa	Diopatra sp.	80	0.06387879	0.57348083
Biomasa de Caulerpa	<i>Sigambra bassi</i>	80	0.06240865	0.58235284
Biomasa de Caulerpa	<i>Concholepas concholepas</i>	80	-0.06090193	0.59151022
Biomasa de Caulerpa	<i>Malacoceros sp.</i>	80	-0.06090193	0.59151022
Biomasa de Caulerpa	<i>Steggoa peruana</i>	80	-0.06090193	0.59151022
Biomasa de Caulerpa	<i>Cycloxanthops sexdecimdentatus</i>	80	-0.06084356	0.59186628
Biomasa de Caulerpa	<i>Crepidula sp.</i>	80	-0.06023685	0.59557286
Biomasa de Caulerpa	<i>Platynereis bicanaliculata</i>	80	-0.0589415	0.60352122

...continuación

Variable 1	Variable 2	n	Correlación de Spearman	p-valor
Biomasa de Caulerpa	<i>Lottia orbigny</i>	80	-0.05602977	0.62155599
Biomasa de Caulerpa	<i>Prisogaster niger</i>	80	0.05602977	0.62155599
Biomasa de Caulerpa	<i>Themisto sp.</i>	80	0.05602977	0.62155599
Biomasa de Caulerpa	<i>Trochita trochiformis</i>	80	0.05468122	0.62998576
Biomasa de Caulerpa	<i>Phyllodoce sp.</i>	80	0.05458964	0.63055991
Biomasa de Caulerpa	<i>Semimytilus algosus</i>	80	-0.0545414	0.63086245
Biomasa de Caulerpa	Dorvilleidae	80	-0.05392587	0.63472821
Biomasa de Caulerpa	<i>Xanthochorus buxeus</i>	80	-0.05115762	0.65223354
Biomasa de Caulerpa	<i>Cancer porteri</i>	80	0.05007515	0.65913077
Biomasa de Caulerpa	<i>Caprella sp.</i>	80	0.04992207	0.66010843
Biomasa de Caulerpa	Calyptraeidae	80	0.04978245	0.66100071
Biomasa de Caulerpa	Bivalvia	80	-0.04854006	0.66896078
Biomasa de Caulerpa	<i>Eriphia squamata</i>	80	-0.04828673	0.67058841
Biomasa de Caulerpa	<i>Pleuroncodes monodon</i>	80	-0.04628546	0.68349921
Biomasa de Caulerpa	<i>Lumbrineris sp.</i>	80	-0.04583849	0.68639542
Biomasa de Caulerpa	<i>Halosydna sp.</i>	80	-0.04095384	0.71833228
Biomasa de Caulerpa	<i>Mitra sp.</i>	80	-0.03632487	0.74905044
Biomasa de Caulerpa	Ischyroceridae	80	-0.03239026	0.77547365
Biomasa de Caulerpa	<i>Ciona sp.</i>	80	0.031669	0.78034607
Biomasa de Caulerpa	Diversidad de Shannon H'	80	0.03154027	0.78121661
Biomasa de Caulerpa	<i>Fissurella nigra</i>	80	0.02679685	0.81347266
Biomasa de Caulerpa	<i>Pilargis sp.</i>	80	-0.02679685	0.81347266
Biomasa de Caulerpa	<i>Aglaophamus sp.</i>	80	-0.02192469	0.84692978
Biomasa de Caulerpa	<i>Tegula atra</i>	80	-0.01954448	0.86337759
Biomasa de Caulerpa	<i>Dorvillea sp.</i>	80	0.01883727	0.86827606
Biomasa de Caulerpa	<i>Syllis sp.</i>	80	-0.01828774	0.87208587
Biomasa de Caulerpa	<i>Halosydna johnsoni</i>	80	0.01734843	0.87860458
Biomasa de Caulerpa	<i>Crepidula excavata</i>	80	0.0131741	0.90766581
Biomasa de Caulerpa	<i>Boccardia polybranchia</i>	80	-0.01260515	0.91163711
Biomasa de Caulerpa	<i>Eunice sp.</i>	80	-0.01218039	0.91460334
Biomasa de Caulerpa	<i>Pisione sp.</i>	80	-0.01218039	0.91460334
Biomasa de Caulerpa	Syllidae	80	-0.01218039	0.91460334
Biomasa de Caulerpa	<i>Ophiactis kroeyeri</i>	80	-0.00982846	0.93104752
Biomasa de Caulerpa	Notoplanidae	80	-0.00472361	0.96682991
Biomasa de Caulerpa	<i>Pinnixa sp.</i>	80	-0.00251443	0.9823396
Biomasa de Caulerpa	<i>Fissurella limbata</i>	80	0.00243608	0.98288985
Cobertura de Caulerpa	<i>Platynereis australis</i>	80	0.3494411	0.00148755
Cobertura de Caulerpa	<i>Elasmopus sp.</i>	80	0.29977635	0.00690247
Cobertura de Caulerpa	<i>Erichthonius punctatus</i>	80	0.27872934	0.01229286
Cobertura de Caulerpa	<i>Romaleon polyodon</i>	80	0.27493296	0.01358187
Cobertura de Caulerpa	<i>Caprella scaura</i>	80	0.26754152	0.0164303
Cobertura de Caulerpa	<i>Monocorophium sp.</i>	80	0.25290304	0.02361339
Cobertura de Caulerpa	Número de especies	80	0.24473825	0.02867375

...continuación

Variable 1	Variable 2	n	Correlación de Spearman	p-valor
Cobertura de Caulerpa	<i>Pseudonereis gallapagensis</i>	80	-0.23073581	0.03947914
Cobertura de Caulerpa	<i>Scoletoma sp.</i>	80	0.41632235	0.05012253
Cobertura de Caulerpa	<i>Diaulula variolata</i>	80	0.24237925	0.05029604
Cobertura de Caulerpa	Nemertea	80	0.31752498	0.0541047
Cobertura de Caulerpa	<i>Cirratulus sp.</i>	80	-0.26699901	0.05665828
Cobertura de Caulerpa	Anthozoa	80	0.29064173	0.05891274
Cobertura de Caulerpa	<i>Parasabella sp.</i>	80	0.2575063	0.06111104
Cobertura de Caulerpa	Tanaidacea	80	0.2182849	0.05175112
Cobertura de Caulerpa	<i>Diopatra sp.</i>	80	0.21761327	0.0524934
Cobertura de Caulerpa	<i>Platynereis bicanaliculata</i>	80	0.21500344	0.05546104
Cobertura de Caulerpa	<i>Cycloanthops sexdecimdentatus</i>	80	0.21099857	0.06028036
Cobertura de Caulerpa	<i>Mitra sp.</i>	80	0.19361065	0.08529172
Cobertura de Caulerpa	<i>Pilumnoides perlatus</i>	80	0.19318947	0.08598665
Cobertura de Caulerpa	Gammaridae	80	-0.19149867	0.08882168
Cobertura de Caulerpa	<i>Pilargis sp.</i>	80	-0.18761312	0.09561665
Cobertura de Caulerpa	Diversidad de Shannon H'	80	0.18709666	0.09654975
Cobertura de Caulerpa	<i>Stramonita haemastoma</i>	80	0.18538316	0.09969681
Cobertura de Caulerpa	<i>Mitrella buccinoides</i>	80	-0.18098967	0.1081329
Cobertura de Caulerpa	<i>Argopecten purpuratus</i>	80	-0.17856302	0.11302427
Cobertura de Caulerpa	<i>Acanthonyx petiverii</i>	80	0.17786699	0.11445834
Cobertura de Caulerpa	<i>Glycera americana</i>	80	0.17299392	0.12489506
Cobertura de Caulerpa	<i>Ophiactis kroeyeri</i>	80	0.17239367	0.12622938
Cobertura de Caulerpa	<i>Austromegabalanus psittacus</i>	80	-0.16812085	0.13604424
Cobertura de Caulerpa	Platyhelminthes	80	-0.16812085	0.13604424
Cobertura de Caulerpa	Pycnogonidae	80	-0.16556318	0.14218962
Cobertura de Caulerpa	<i>Crepidula excavata</i>	80	0.16288674	0.14884179
Cobertura de Caulerpa	<i>Nassarius dentifer</i>	80	0.16232941	0.15025585
Cobertura de Caulerpa	<i>Fissurella sp.</i>	80	0.15997795	0.15633272
Cobertura de Caulerpa	<i>Fissurella limbata</i>	80	-0.15837471	0.16057955
Cobertura de Caulerpa	Ischyroceridae	80	-0.15733465	0.16337994
Cobertura de Caulerpa	Porcellanidae	80	0.15308072	0.17521002
Cobertura de Caulerpa	<i>Sigambra bassi</i>	80	0.15258309	0.17663384
Cobertura de Caulerpa	<i>Anthothoe chilensis</i>	80	-0.15148726	0.17979899
Cobertura de Caulerpa	<i>Pinnaxodes sp.</i>	80	0.14862858	0.1882501
Cobertura de Caulerpa	<i>Lumbrineris sp.</i>	80	-0.14247274	0.20741639
Cobertura de Caulerpa	<i>Allopetrolisthes sp.</i>	80	-0.13888244	0.21921576
Cobertura de Caulerpa	<i>Oxydromus sp.</i>	80	-0.13888244	0.21921576
Cobertura de Caulerpa	<i>Gammarus sp.</i>	80	-0.13692446	0.22584612
Cobertura de Caulerpa	<i>Alia unifasciata</i>	80	0.13644591	0.22748777
Cobertura de Caulerpa	<i>Semele sp.</i>	80	0.13618683	0.22837998
Cobertura de Caulerpa	<i>Pinnixa transversalis</i>	80	0.13536415	0.2312294
Cobertura de Caulerpa	<i>Sabella sp.</i>	80	-0.13284184	0.24011951
Cobertura de Caulerpa	<i>Halosydna sp.</i>	80	-0.13252256	0.24126149

...continuación

Variable 1	Variable 2	n	Correlación de Spearman	p-valor
Cobertura de Caulerpa	<i>Eunice sp.</i>	80	0.1291363	0.2536039
Cobertura de Caulerpa	<i>Pisione sp.</i>	80	0.1291363	0.2536039
Cobertura de Caulerpa	Syllidae	80	0.1291363	0.2536039
Cobertura de Caulerpa	<i>Trochita trochiformis</i>	80	0.12378973	0.27395613
Cobertura de Caulerpa	<i>Crepidula sp.</i>	80	-0.11995451	0.28921179
Cobertura de Caulerpa	Equidad de Pielou J'	80	0.1197489	0.2900452
Cobertura de Caulerpa	Magelona phyllisae	80	0.11939017	0.29150306
Cobertura de Caulerpa	<i>Boccardia polybranchia</i>	80	-0.11610306	0.30508634
Cobertura de Caulerpa	<i>Onuphis sp.</i>	80	-0.11089154	0.32745237
Cobertura de Caulerpa	<i>Fissurella peruviana</i>	80	0.10964403	0.33295725
Cobertura de Caulerpa	<i>Pachycheles crinimanus</i>	80	0.10964403	0.33295725
Cobertura de Caulerpa	<i>Lumbrineris tetraura</i>	80	-0.10860487	0.33758719
Cobertura de Caulerpa	<i>Grantia sp.</i>	80	-0.10576782	0.35043295
Cobertura de Caulerpa	<i>Prisogaster niger</i>	80	-0.10233443	0.36637952
Cobertura de Caulerpa	<i>Themisto sp.</i>	80	-0.10233443	0.36637952
Cobertura de Caulerpa	<i>Caprella sp.</i>	80	-0.10000534	0.37744562
Cobertura de Caulerpa	Demospongiae	80	0.09023495	0.4260266
Cobertura de Caulerpa	<i>Tegula atra</i>	80	-0.08913693	0.43170107
Cobertura de Caulerpa	Decapoda	80	0.08615407	0.44733113
Cobertura de Caulerpa	<i>Nassarius sp.</i>	80	0.0830764	0.46378346
Cobertura de Caulerpa	Dorvilleidae	80	-0.07976785	0.48183239
Cobertura de Caulerpa	<i>Dorvillea sp.</i>	80	-0.07975527	0.48190178
Cobertura de Caulerpa	<i>Crepidatella dilatata</i>	80	0.07897817	0.486195
Cobertura de Caulerpa	<i>Semimytilus algosus</i>	80	-0.07787071	0.49234833
Cobertura de Caulerpa	<i>Eriphia squamata</i>	80	-0.07500806	0.50844169
Cobertura de Caulerpa	<i>Halosydna johnsoni</i>	80	0.06633316	0.55881093
Cobertura de Caulerpa	<i>Ciona sp.</i>	80	-0.06578642	0.56206331
Cobertura de Caulerpa	<i>Pagurus edwardsii</i>	80	0.06460323	0.56913227
Cobertura de Caulerpa	Bivalvia	80	0.06415425	0.57182551
Cobertura de Caulerpa	<i>Phyllodoce sp.</i>	80	0.06191905	0.58532136
Cobertura de Caulerpa	<i>Fissurella nigra</i>	80	0.06091335	0.59144055
Cobertura de Caulerpa	Epialtidae	80	0.06022598	0.59563941
Cobertura de Caulerpa	<i>Cancer porteri</i>	80	0.06017412	0.59595675
Cobertura de Caulerpa	Mactridae	80	-0.05392984	0.63470322
Cobertura de Caulerpa	<i>Nassarius gayi</i>	80	-0.05264205	0.64282245
Cobertura de Caulerpa	<i>Lottia orbigny</i>	80	0.05116722	0.65217252
Cobertura de Caulerpa	<i>Syllis sp.</i>	80	-0.04884868	0.66697995
Cobertura de Caulerpa	<i>Aglaophamus sp.</i>	80	0.04629415	0.683443
Cobertura de Caulerpa	<i>Concholepas concholepas</i>	80	-0.04629415	0.683443
Cobertura de Caulerpa	<i>Malacoceros sp.</i>	80	-0.04629415	0.683443
Cobertura de Caulerpa	<i>Steggoa peruana</i>	80	-0.04629415	0.683443
Cobertura de Caulerpa	<i>Nereis callaona</i>	80	0.04562947	0.68775133
Cobertura de Caulerpa	<i>Hepatus chilensis</i>	80	-0.04274657	0.70655137

...continuación

Variable 1	Variable 2	n	Correlación de Spearman	p-valor
Cobertura de Caulerpa	<i>Lithophaga sp.</i>	80	0.04142108	0.71525534
Cobertura de Caulerpa	Densidad total	80	0.04046165	0.72157832
Cobertura de Caulerpa	<i>Mitrella sp.</i>	80	-0.03656636	0.74743775
Cobertura de Caulerpa	<i>Xanthochorus buxeus</i>	80	0.03654801	0.74756023
Cobertura de Caulerpa	<i>Pinnixa sp.</i>	80	-0.03618667	0.74997383
Cobertura de Caulerpa	<i>Actinia sp.</i>	80	-0.03600974	0.75115658
Cobertura de Caulerpa	<i>Petricola olssoni</i>	80	-0.0353396	0.75564138
Cobertura de Caulerpa	<i>Solenosteira gatesi</i>	80	0.03445848	0.76155045
Cobertura de Caulerpa	<i>Balanus laevis</i>	80	0.03410853	0.76390113
Cobertura de Caulerpa	<i>Platyxanthus sp.</i>	80	0.03294408	0.77173821
Cobertura de Caulerpa	Notoplanidae	80	0.03233462	0.7758492
Cobertura de Caulerpa	<i>Pleuoncodes monodon</i>	80	-0.03167494	0.7803059
Cobertura de Caulerpa	<i>Anadara sp.</i>	80	-0.0315761	0.78097428
Cobertura de Caulerpa	Xanthidae	80	-0.02978764	0.79309497
Cobertura de Caulerpa	Polynoidae	80	0.02680187	0.8134383
Cobertura de Caulerpa	<i>Potamilla sp.</i>	80	0.02680187	0.8134383
Cobertura de Caulerpa	<i>Trophoniella sp.</i>	80	0.02680187	0.8134383
Cobertura de Caulerpa	<i>Diopatra chiliensis</i>	80	0.02267415	0.84176406
Cobertura de Caulerpa	<i>Maldane sp.</i>	80	-0.01733899	0.87867014
Cobertura de Caulerpa	<i>Eurypanopeus transversus</i>	80	-0.01449186	0.89847678
Cobertura de Caulerpa	<i>Fissurella maxima</i>	80	-0.01218267	0.91458738
Cobertura de Caulerpa	<i>Prionospio peruana</i>	80	0.01218267	0.91458738
Cobertura de Caulerpa	<i>Eunice pennata</i>	80	0.00619725	0.95649061
Cobertura de Caulerpa	<i>Boccardia sp.</i>	80	0.00602482	0.95770008
Cobertura de Caulerpa	Calyptraeidae	80	0.00479197	0.96635014
Cobertura de Caulerpa	<i>Synalpheus spinifrons</i>	80	-0.00292749	0.979439
Cobertura de Caulerpa	Podoceridae	80	0.00246762	0.98266835
Cobertura de Caulerpa	Hesionidae	80	0.00205884	0.98553912

**ANEXO 70. Correlaciones de biomasa y cobertura de *Caulerpa filiformis* con la densidad de la fauna epibentónica en el área urbana.**

Variable 1	Variable 2	n	Correlación de Spearman	p-valor
Biomasa de Caulerpa	<i>Romaleon polyodon</i>	80	0.2797132	0.01197667
Biomasa de Caulerpa	<i>Crepidatella dilatata</i>	80	0.24814544	0.0264605
Biomasa de Caulerpa	<i>Lumbrineris tetraura</i>	80	-0.22283174	0.05694948
Biomasa de Caulerpa	<i>Diopatra sp.</i>	80	-0.2648351	0.05759494
Biomasa de Caulerpa	<i>Diopatra chiliensis</i>	80	-0.29174495	0.05864544
Biomasa de Caulerpa	Tellinoidea	80	-0.20225191	0.07199206
Biomasa de Caulerpa	Platyhelminthes	80	0.2021205	0.07218104
Biomasa de Caulerpa	Demospongiae	80	0.20198393	0.07237786
Biomasa de Caulerpa	<i>Semimytilus algosus</i>	80	0.19292476	0.08642571
Biomasa de Caulerpa	Pycnogonidae	80	-0.18757794	0.09568
Biomasa de Caulerpa	<i>Steggoa sp.</i>	80	-0.18757794	0.09568
Biomasa de Caulerpa	Notoplanidae	80	-0.18612788	0.09831932
Biomasa de Caulerpa	Porcellanidae	80	0.18161489	0.10689967
Biomasa de Caulerpa	<i>Mitrella sp.</i>	80	-0.18154432	0.10703831
Biomasa de Caulerpa	Seraphsidae	80	0.18101391	0.10808488
Biomasa de Caulerpa	<i>Phragmatopoma virgini</i>	80	-0.17783363	0.11452742
Biomasa de Caulerpa	<i>Actinia sp.</i>	80	-0.17675088	0.11678717
Biomasa de Caulerpa	<i>Argopecten purpuratus</i>	80	0.17647204	0.11737465
Biomasa de Caulerpa	<i>Balanus laevis</i>	80	0.1753808	0.11969563
Biomasa de Caulerpa	<i>Axiothella rubrocincta</i>	80	0.16808932	0.13611876
Biomasa de Caulerpa	Cirratulidae	80	0.16808932	0.13611876
Biomasa de Caulerpa	<i>Notomastus sp.</i>	80	0.16808932	0.13611876
Biomasa de Caulerpa	<i>Caprella sp.</i>	80	0.16733894	0.13790122
Biomasa de Caulerpa	<i>Crepidula sp.</i>	80	-0.16642306	0.14010066
Biomasa de Caulerpa	<i>Schistomeringos sp.</i>	80	0.16573554	0.14176903
Biomasa de Caulerpa	<i>Mulinia sp.</i>	80	-0.16321716	0.14800814
Biomasa de Caulerpa	Densidad total	80	0.16191096	0.15132413
Biomasa de Caulerpa	<i>Nassarius gayi</i>	80	-0.15729138	0.16349723
Biomasa de Caulerpa	<i>Platyxanthus sp.</i>	80	0.15713585	0.16391929
Biomasa de Caulerpa	<i>Alia unifasciata</i>	80	0.15689661	0.16457011
Biomasa de Caulerpa	<i>Anthothoe chilensis</i>	80	-0.15347286	0.17409397
Biomasa de Caulerpa	<i>Cancer porteri</i>	80	0.15347286	0.17409397
Biomasa de Caulerpa	<i>Chaetopterus sp.</i>	80	-0.15347286	0.17409397
Biomasa de Caulerpa	<i>Eulalia sp.</i>	80	-0.15347286	0.17409397
Biomasa de Caulerpa	<i>Gammarus sp.</i>	80	-0.15330612	0.17456787
Biomasa de Caulerpa	<i>Caprella scaura</i>	80	-0.15104632	0.18108418
Biomasa de Caulerpa	<i>Aricidea sp.</i>	80	0.14372855	0.2033979
Biomasa de Caulerpa	<i>Diaulula variolata</i>	80	0.14372855	0.2033979
Biomasa de Caulerpa	<i>Lumbrineris biuncinata</i>	80	0.14372855	0.2033979
Biomasa de Caulerpa	<i>Nemertopsis gracilis</i>	80	0.14372855	0.2033979
Biomasa de Caulerpa	<i>Paraprionospio sp.</i>	80	0.14372855	0.2033979
Biomasa de Caulerpa	<i>Pinnixa chiloensis</i>	80	0.14372855	0.2033979
Biomasa de Caulerpa	<i>Platyxanthus orbigny</i>	80	0.14372855	0.2033979

...continuación

Variable 1	Variable 2	n	Correlación de Spearman	p-valor
Biomasa de Caulerpa	<i>Spiophanes sp.</i>	80	-0.14154849	0.21040979
Biomasa de Caulerpa	<i>Sabella sp.</i>	80	-0.13502461	0.23241258
Biomasa de Caulerpa	Tanaidacea	80	0.13227722	0.24214152
Biomasa de Caulerpa	<i>Hepatus chilensis</i>	80	-0.12969046	0.25155511
Biomasa de Caulerpa	<i>Alpheus sp.</i>	80	-0.12911209	0.25369369
Biomasa de Caulerpa	<i>Bursa ventricosa</i>	80	-0.12911209	0.25369369
Biomasa de Caulerpa	<i>Lithophaga sp.</i>	80	-0.12911209	0.25369369
Biomasa de Caulerpa	<i>Lottia orbigny</i>	80	-0.12911209	0.25369369
Biomasa de Caulerpa	<i>Paraprionospio pinnata</i>	80	-0.12911209	0.25369369
Biomasa de Caulerpa	<i>Trochita trochiformis</i>	80	0.12822999	0.25697914
Biomasa de Caulerpa	Phoxocephalidae	80	-0.12649739	0.26351633
Biomasa de Caulerpa	<i>Parasabella sp.</i>	80	0.12423993	0.27220137
Biomasa de Caulerpa	<i>Semele sp.</i>	80	-0.12423993	0.27220137
Biomasa de Caulerpa	<i>Sigambra bassi</i>	80	-0.12423993	0.27220137
Biomasa de Caulerpa	Stenothoidae	80	-0.12423993	0.27220137
Biomasa de Caulerpa	<i>Aglaophamus sp.</i>	80	-0.11936778	0.29159422
Biomasa de Caulerpa	<i>Mitra sp.</i>	80	0.11576971	0.30648648
Biomasa de Caulerpa	<i>Arabella sp.</i>	80	-0.11491666	0.31008841
Biomasa de Caulerpa	<i>Crucibulum sp.</i>	80	0.11449562	0.31187627
Biomasa de Caulerpa	<i>Synalpheus sp.</i>	80	0.11449562	0.31187627
Biomasa de Caulerpa	<i>Ancistrosyllis sp.</i>	80	-0.11371331	0.31521587
Biomasa de Caulerpa	<i>Sipunculus nudus</i>	80	-0.11371331	0.31521587
Biomasa de Caulerpa	<i>Glycera americana</i>	80	0.11156964	0.3244846
Biomasa de Caulerpa	<i>Nereis callaona</i>	80	0.11150321	0.32477456
Biomasa de Caulerpa	<i>Fissurella sp.</i>	80	-0.1082406	0.33921974
Biomasa de Caulerpa	Syllidae	80	0.10704911	0.34459426
Biomasa de Caulerpa	<i>Pseudozonaria sp.</i>	80	-0.10552284	0.35155629
Biomasa de Caulerpa	<i>Tegula euryomphala</i>	80	0.10361606	0.36037576
Biomasa de Caulerpa	<i>Nephtys ferruginea</i>	80	0.10071255	0.3740643
Biomasa de Caulerpa	<i>Tharyx sp.</i>	80	0.10071255	0.3740643
Biomasa de Caulerpa	<i>Cirratulus sp.</i>	80	0.10036587	0.37571956
Biomasa de Caulerpa	Polynoidae	80	-0.09845909	0.38490256
Biomasa de Caulerpa	<i>Mitrella buccinoides</i>	80	-0.09840865	0.38514726
Biomasa de Caulerpa	<i>Eriphia squamata</i>	80	0.09800346	0.38711661
Biomasa de Caulerpa	Podoceridae	80	-0.09615026	0.39620012
Biomasa de Caulerpa	<i>Thaisella chocolata</i>	80	0.09500701	0.40186622
Biomasa de Caulerpa	<i>Allopetrolisthes sp.</i>	80	0.09478785	0.40295782
Biomasa de Caulerpa	<i>Fissurella maxima</i>	80	0.09455886	0.40410022
Biomasa de Caulerpa	<i>Eunice pennata</i>	80	-0.09314801	0.41118073
Biomasa de Caulerpa	Ischyroceridae	80	-0.09084041	0.422916
Biomasa de Caulerpa	<i>Tegula luctuosa</i>	80	-0.09013485	0.42654213
Biomasa de Caulerpa	<i>Lumbrineris sp.</i>	80	-0.08628448	0.44664125
Biomasa de Caulerpa	Bivalvia	80	-0.08545861	0.45102009

...continuación

Variable 1	Variable 2	n	Correlación de Spearman	p-valor
Biomasa de Caulerpa	Gammaridae	80	0.0840533	0.45852576
Biomasa de Caulerpa	<i>Pinnixa transversalis</i>	80	0.08181812	0.47060384
Biomasa de Caulerpa	<i>Nassarius dentifer</i>	80	-0.08140394	0.47286065
Biomasa de Caulerpa	<i>Petrolisthes violaceus</i>	80	-0.08039054	0.47840711
Biomasa de Caulerpa	<i>Elasmopus sp.</i>	80	0.07557943	0.50520805
Biomasa de Caulerpa	<i>Hesione sp.</i>	80	-0.07381887	0.51520573
Biomasa de Caulerpa	Mactridae	80	-0.0693286	0.54115293
Biomasa de Caulerpa	Número de especies	80	-0.0687425	0.54458637
Biomasa de Caulerpa	<i>Scoletoma sp.</i>	80	-0.06853407	0.54580992
Biomasa de Caulerpa	Flabelligeridae	80	0.06850932	0.54595528
Biomasa de Caulerpa	<i>Trophoniella sp.</i>	80	-0.0666258	0.5570738
Biomasa de Caulerpa	<i>Bellia picta</i>	80	-0.06630388	0.55898491
Biomasa de Caulerpa	<i>Pinnixa sp.</i>	80	-0.0658758	0.56153104
Biomasa de Caulerpa	<i>Ophiactis kroeyeri</i>	80	-0.06134568	0.58880651
Biomasa de Caulerpa	Hesionidae	80	0.06090193	0.59151022
Biomasa de Caulerpa	<i>Jassa sp.</i>	80	-0.06090193	0.59151022
Biomasa de Caulerpa	<i>Platynereis bicanaliculata</i>	80	-0.06090193	0.59151022
Biomasa de Caulerpa	<i>Sinum cymba</i>	80	0.06090193	0.59151022
Biomasa de Caulerpa	<i>Syllis sp.</i>	80	0.06090193	0.59151022
Biomasa de Caulerpa	<i>Halosydna johnsoni</i>	80	-0.05918302	0.60203573
Biomasa de Caulerpa	<i>Pseudonereis gallapagensis</i>	80	-0.05768949	0.61124772
Biomasa de Caulerpa	<i>Pagurus edwardsii</i>	80	-0.05478122	0.62935902
Biomasa de Caulerpa	<i>Dorvillea sp.</i>	80	0.05232704	0.64481493
Biomasa de Caulerpa	<i>Anachis sp.</i>	80	-0.05115762	0.65223354
Biomasa de Caulerpa	<i>Cerithidea sp.</i>	80	-0.05115762	0.65223354
Biomasa de Caulerpa	<i>Chaetopleura hennahi</i>	80	0.05115762	0.65223354
Biomasa de Caulerpa	<i>Tonicia chilensis</i>	80	0.05115762	0.65223354
Biomasa de Caulerpa	<i>Monocorophium sp.</i>	80	-0.05045184	0.65672732
Biomasa de Caulerpa	Equidad de Pielou J'	80	-0.04725766	0.67721564
Biomasa de Caulerpa	<i>Aglaophamus dicirri</i>	80	0.04628546	0.68349921
Biomasa de Caulerpa	<i>Pinnaxodes sp.</i>	80	0.04628546	0.68349921
Biomasa de Caulerpa	<i>Pleuroncodes monodon</i>	80	0.04628546	0.68349921
Biomasa de Caulerpa	<i>Stramonita haemastoma</i>	80	-0.04628546	0.68349921
Biomasa de Caulerpa	<i>Xanthochorus buxeus</i>	80	-0.04628546	0.68349921
Biomasa de Caulerpa	<i>Boccardia polybranchia</i>	80	-0.04515063	0.69086119
Biomasa de Caulerpa	Diversidad de Shannon H'	80	-0.04337863	0.70241402
Biomasa de Caulerpa	<i>Eunice sp.</i>	80	-0.04141331	0.71530646
Biomasa de Caulerpa	<i>Platynereis australis</i>	80	0.04037116	0.72217567
Biomasa de Caulerpa	<i>Synalpheus spinifrons</i>	80	0.039869	0.72549347
Biomasa de Caulerpa	<i>Pilumnoides perlatus</i>	80	0.03432434	0.76245118
Biomasa de Caulerpa	Xanthidae	80	0.03408453	0.76406241
Biomasa de Caulerpa	Anthozoa	80	-0.03286727	0.77225596
Biomasa de Caulerpa	<i>Nassarius sp.</i>	80	-0.03226063	0.77634873



...continuación

Variable 1	Variable 2	n	Correlación de Spearman	p-valor
Biomasa de Caulerpa	<i>Marphysa sp.</i>	80	-0.031669	0.78034607
Biomasa de Caulerpa	<i>Erichthonius punctatus</i>	80	-0.02932066	0.796268
Biomasa de Caulerpa	Nemertea	80	-0.0279021	0.80592685
Biomasa de Caulerpa	<i>Petricola olssoni</i>	80	-0.02712845	0.81120692
Biomasa de Caulerpa	Decapoda	80	0.02699824	0.81209639
Biomasa de Caulerpa	Cobertura de Caulerpa	80	-0.02681668	0.81333715
Biomasa de Caulerpa	<i>Onuphis sp.</i>	80	0.02427582	0.83074695
Biomasa de Caulerpa	Capitellidae	80	0.02348804	0.83616175
Biomasa de Caulerpa	<i>Eurypanopeus transversus</i>	80	0.02263728	0.84201803
Biomasa de Caulerpa	<i>Fissurella peruviana</i>	80	0.02125898	0.85152373
Biomasa de Caulerpa	<i>Halosydna sp.</i>	80	-0.02067284	0.85557263
Biomasa de Caulerpa	Sabellidae	80	0.01889444	0.86787991
Biomasa de Caulerpa	<i>Oliva peruviana</i>	80	0.01705254	0.88065972
Biomasa de Caulerpa	<i>Prunum curtum</i>	80	0.01705254	0.88065972
Biomasa de Caulerpa	<i>Oxydromus furcatus</i>	80	-0.0156708	0.89026697
Biomasa de Caulerpa	Columbellidae	80	0.0154709	0.89165822
Biomasa de Caulerpa	Haustoriidae	80	-0.01218039	0.91460334
Biomasa de Caulerpa	<i>Prionospio peruana</i>	80	-0.01218039	0.91460334
Biomasa de Caulerpa	<i>Pachycheles crinimanus</i>	80	0.00862384	0.93948166
Biomasa de Caulerpa	<i>Metacarcinus edwardsii</i>	80	-0.00693429	0.95132194
Biomasa de Caulerpa	<i>Mediomastus sp.</i>	80	-0.00335161	0.97646107
Cobertura de Caulerpa	<i>Crepipatella dilatata</i>	80	0.2395532	0.03234068
Cobertura de Caulerpa	Número de especies	80	0.22372015	0.0460556
Cobertura de Caulerpa	<i>Allopetrolisthes sp.</i>	80	0.233506	0.05010724
Cobertura de Caulerpa	Platyhelminthes	80	-0.22672633	0.05313456
Cobertura de Caulerpa	Demospongiae	80	0.21395978	0.05668554
Cobertura de Caulerpa	Gammaridae	80	0.21179441	0.05929649
Cobertura de Caulerpa	<i>Fissurella sp.</i>	80	0.20356852	0.07012054
Cobertura de Caulerpa	<i>Pinnixa sp.</i>	80	-0.19780018	0.07861897
Cobertura de Caulerpa	<i>Diopatra chiliensis</i>	80	-0.19628701	0.08097925
Cobertura de Caulerpa	<i>Mitrella sp.</i>	80	0.1899764	0.09143687
Cobertura de Caulerpa	<i>Alpheus sp.</i>	80	-0.18286553	0.10446564
Cobertura de Caulerpa	<i>Bursa ventricosa</i>	80	-0.18286553	0.10446564
Cobertura de Caulerpa	<i>Eunice sp.</i>	80	-0.18286553	0.10446564
Cobertura de Caulerpa	<i>Lithophaga sp.</i>	80	-0.18286553	0.10446564
Cobertura de Caulerpa	<i>Lottia orbigny</i>	80	-0.18286553	0.10446564
Cobertura de Caulerpa	<i>Paraprionospio pinnata</i>	80	-0.18286553	0.10446564
Cobertura de Caulerpa	<i>Nereis callaona</i>	80	-0.18254416	0.10508694
Cobertura de Caulerpa	<i>Crepidula sp.</i>	80	-0.17350893	0.12375884
Cobertura de Caulerpa	<i>Aricidea sp.</i>	80	0.1731127	0.1246323
Cobertura de Caulerpa	<i>Diaulula variolata</i>	80	0.1731127	0.1246323
Cobertura de Caulerpa	<i>Lumbrineris biuncinata</i>	80	0.1731127	0.1246323
Cobertura de Caulerpa	<i>Nemertopsis gracilis</i>	80	0.1731127	0.1246323

...continuación

Variable 1	Variable 2	n	Correlación de Spearman	p-valor
Cobertura de Caulerpa	<i>Paraprionospio sp.</i>	80	0.1731127	0.1246323
Cobertura de Caulerpa	<i>Petrolisthes violaceus</i>	80	0.1731127	0.1246323
Cobertura de Caulerpa	<i>Pinnixa chiloensis</i>	80	0.1731127	0.1246323
Cobertura de Caulerpa	<i>Platyxanthus orbigny</i>	80	0.1731127	0.1246323
Cobertura de Caulerpa	Pycnogonidae	80	0.1731127	0.1246323
Cobertura de Caulerpa	<i>Semele sp.</i>	80	0.1731127	0.1246323
Cobertura de Caulerpa	<i>Sigambra bassi</i>	80	0.1731127	0.1246323
Cobertura de Caulerpa	<i>Steggoa sp.</i>	80	0.1731127	0.1246323
Cobertura de Caulerpa	Stenothoidae	80	0.1731127	0.1246323
Cobertura de Caulerpa	Anthozoa	80	0.17219473	0.12667401
Cobertura de Caulerpa	Notoplanidae	80	0.17017836	0.13124828
Cobertura de Caulerpa	<i>Mediomastus sp.</i>	80	0.16955942	0.13267728
Cobertura de Caulerpa	<i>Nassarius dentifer</i>	80	0.1645965	0.14456592
Cobertura de Caulerpa	Columbellidae	80	0.16204435	0.15098296
Cobertura de Caulerpa	Polynoidae	80	0.15853108	0.16016163
Cobertura de Caulerpa	<i>Synalpheus spinifrons</i>	80	-0.15755517	0.16278319
Cobertura de Caulerpa	<i>Fissurella peruviana</i>	80	0.15653447	0.16555889
Cobertura de Caulerpa	<i>Dorvillea sp.</i>	80	0.15585638	0.1674221
Cobertura de Caulerpa	<i>Semimytilus algosus</i>	80	0.1499908	0.18418781
Cobertura de Caulerpa	<i>Trophoniella sp.</i>	80	0.14947294	0.18572456
Cobertura de Caulerpa	<i>Jassa sp.</i>	80	-0.14873063	0.18794355
Cobertura de Caulerpa	<i>Platynereis bicanaliculata</i>	80	-0.14873063	0.18794355
Cobertura de Caulerpa	Ischyroceridae	80	0.14852918	0.18854904
Cobertura de Caulerpa	Capitellidae	80	-0.14716716	0.19267985
Cobertura de Caulerpa	<i>Fissurella maxima</i>	80	0.14699366	0.19321068
Cobertura de Caulerpa	<i>Pagurus edwardsii</i>	80	0.14660706	0.19439732
Cobertura de Caulerpa	<i>Aglaophamus sp.</i>	80	0.14629242	0.19536695
Cobertura de Caulerpa	<i>Glycera americana</i>	80	0.14434421	0.20144828
Cobertura de Caulerpa	<i>Lumbrineris sp.</i>	80	-0.14389228	0.2028781
Cobertura de Caulerpa	<i>Marphysa sp.</i>	80	0.1389778	0.21889638
Cobertura de Caulerpa	<i>Sabella sp.</i>	80	-0.13357456	0.237513
Cobertura de Caulerpa	Diversidad de Shannon H'	80	0.13162808	0.24448066
Cobertura de Caulerpa	<i>Petricola olsoni</i>	80	0.1315994	0.24458439
Cobertura de Caulerpa	<i>Arabella sp.</i>	80	-0.13023679	0.24954637
Cobertura de Caulerpa	Syllidae	80	0.12686693	0.26211271
Cobertura de Caulerpa	<i>Tegula luctuosa</i>	80	-0.12434856	0.27177911
Cobertura de Caulerpa	Phoxocephalidae	80	0.12127302	0.28390497
Cobertura de Caulerpa	<i>Spiophanes sp.</i>	80	0.12114314	0.28442485
Cobertura de Caulerpa	Sabellidae	80	0.11749951	0.29926632
Cobertura de Caulerpa	Densidad total	80	0.11661822	0.30293077
Cobertura de Caulerpa	<i>Cancer porteri</i>	80	-0.11459573	0.31145058
Cobertura de Caulerpa	<i>Thaisella chocolata</i>	80	0.11459573	0.31145058
Cobertura de Caulerpa	<i>Eunice pennata</i>	80	0.111174	0.32621407

...continuación

Variable 1	Variable 2	n	Correlación de Spearman	p-valor
Cobertura de Caulerpa	Decapoda	80	0.10930187	0.3344773
Cobertura de Caulerpa	<i>Pinnixa transversalis</i>	80	-0.1062657	0.3481569
Cobertura de Caulerpa	<i>Anachis sp.</i>	80	0.1048429	0.3546857
Cobertura de Caulerpa	<i>Cerithidea sp.</i>	80	0.1048429	0.3546857
Cobertura de Caulerpa	<i>Phragmatopoma virgini</i>	80	-0.10240469	0.36604879
Cobertura de Caulerpa	<i>Scoletoma sp.</i>	80	0.1023727	0.36619936
Cobertura de Caulerpa	<i>Erichthonius punctatus</i>	80	0.10119621	0.37176246
Cobertura de Caulerpa	Haustoriidae	80	0.09996649	0.37763189
Cobertura de Caulerpa	<i>Prionospio peruana</i>	80	0.09996649	0.37763189
Cobertura de Caulerpa	<i>Actinia sp.</i>	80	-0.09821112	0.38610659
Cobertura de Caulerpa	<i>Lumbrineris tetraura</i>	80	0.0969552	0.39223929
Cobertura de Caulerpa	<i>Parasabella sp.</i>	80	-0.09265187	0.41368772
Cobertura de Caulerpa	<i>Nephtys ferruginea</i>	80	0.08997886	0.42734623
Cobertura de Caulerpa	<i>Tharyx sp.</i>	80	0.08997886	0.42734623
Cobertura de Caulerpa	<i>Cirratulus sp.</i>	80	0.08698607	0.44294004
Cobertura de Caulerpa	<i>Stramonita haemastoma</i>	80	-0.08533725	0.45166561
Cobertura de Caulerpa	<i>Xanthochorus buxeus</i>	80	-0.08533725	0.45166561
Cobertura de Caulerpa	<i>Platynereis australis</i>	80	0.08393167	0.45917855
Cobertura de Caulerpa	<i>Tegula euryomphala</i>	80	0.08228002	0.46809388
Cobertura de Caulerpa	<i>Nassarius sp.</i>	80	-0.08154178	0.47210893
Cobertura de Caulerpa	<i>Caprella sp.</i>	80	0.0811645	0.47416803
Cobertura de Caulerpa	Tanaidacea	80	0.07843301	0.48921898
Cobertura de Caulerpa	Nemertea	80	-0.07816773	0.49069399
Cobertura de Caulerpa	<i>Anthothoe chilensis</i>	80	-0.07558442	0.50517989
Cobertura de Caulerpa	<i>Chaetopterus sp.</i>	80	-0.07558442	0.50517989
Cobertura de Caulerpa	<i>Eulalia sp.</i>	80	-0.07558442	0.50517989
Cobertura de Caulerpa	<i>Eriphia squamata</i>	80	0.06900096	0.54307097
Cobertura de Caulerpa	<i>Halosydna johnsoni</i>	80	0.06859776	0.54543592
Cobertura de Caulerpa	<i>Boccardia polybranchia</i>	80	0.06628833	0.55907726
Cobertura de Caulerpa	<i>Crucibulum sp.</i>	80	0.06583159	0.56179427
Cobertura de Caulerpa	<i>Synalpheus sp.</i>	80	0.06583159	0.56179427
Cobertura de Caulerpa	<i>Trochita trochiformis</i>	80	0.06581726	0.56187962
Cobertura de Caulerpa	Xanthidae	80	-0.064985	0.56684684
Cobertura de Caulerpa	<i>Balanus laevis</i>	80	0.06142776	0.588307
Cobertura de Caulerpa	<i>Oxydromus furcatus</i>	80	0.05846043	0.60648496
Cobertura de Caulerpa	<i>Romaleon polyodon</i>	80	0.05588531	0.62245674
Cobertura de Caulerpa	<i>Hepatus chiliensis</i>	80	0.05388892	0.63496061
Cobertura de Caulerpa	<i>Aglaophamus dicirris</i>	80	0.05120235	0.65194916
Cobertura de Caulerpa	<i>Pinnaxodes sp.</i>	80	0.05120235	0.65194916
Cobertura de Caulerpa	<i>Pleuroncodes monodon</i>	80	0.05120235	0.65194916
Cobertura de Caulerpa	<i>Eurypanopeus transversus</i>	80	-0.04866	0.66819071
Cobertura de Caulerpa	<i>Mitrella buccinoides</i>	80	0.04774886	0.67404922
Cobertura de Caulerpa	<i>Pachycheles crinimanus</i>	80	-0.04697378	0.6790482

...continuación

Variable 1	Variable 2	n	Correlación de Spearman	p-valor
Cobertura de Caulerpa	<i>Elasmopus sp.</i>	80	0.04377661	0.69981335
Cobertura de Caulerpa	<i>Onuphis sp.</i>	80	-0.0390598	0.73085053
Cobertura de Caulerpa	<i>Axiothella rubrocincta</i>	80	-0.03657311	0.7473927
Cobertura de Caulerpa	Cirratulidae	80	-0.03657311	0.7473927
Cobertura de Caulerpa	<i>Notomastus sp.</i>	80	-0.03657311	0.7473927
Cobertura de Caulerpa	<i>Oliva peruviana</i>	80	0.03657311	0.7473927
Cobertura de Caulerpa	<i>Prunum curtum</i>	80	0.03657311	0.7473927
Cobertura de Caulerpa	Tellinoidea	80	0.03629178	0.74927149
Cobertura de Caulerpa	<i>Monocorophium sp.</i>	80	0.03579134	0.75261731
Cobertura de Caulerpa	<i>Gammarus sp.</i>	80	0.03575139	0.7528846
Cobertura de Caulerpa	Equidad de Pielou J'	80	0.03464134	0.76032297
Cobertura de Caulerpa	<i>Argopecten purpuratus</i>	80	0.034641	0.76032526
Cobertura de Caulerpa	<i>Platyxanthus sp.</i>	80	0.03422189	0.76313938
Cobertura de Caulerpa	<i>Caprella scaura</i>	80	0.03354853	0.76766718
Cobertura de Caulerpa	Porcellanidae	80	0.03230428	0.77605404
Cobertura de Caulerpa	Flabelligeridae	80	-0.02940208	0.7957145
Cobertura de Caulerpa	<i>Ancistrosyllis sp.</i>	80	-0.02895198	0.79877541
Cobertura de Caulerpa	<i>Sipunculus nudus</i>	80	-0.02895198	0.79877541
Cobertura de Caulerpa	<i>Bellia picta</i>	80	0.02853993	0.80158022
Cobertura de Caulerpa	<i>Hesione sp.</i>	80	0.02651677	0.81538756
Cobertura de Caulerpa	Bivalvia	80	0.02580256	0.82027549
Cobertura de Caulerpa	<i>Schistomeringos sp.</i>	80	-0.02331422	0.83735753
Cobertura de Caulerpa	<i>Halosydna sp.</i>	80	0.02232662	0.84415862
Cobertura de Caulerpa	Hesionidae	80	-0.02194386	0.84679757
Cobertura de Caulerpa	<i>Mulinia sp.</i>	80	0.02194386	0.84679757
Cobertura de Caulerpa	<i>Sinum cymba</i>	80	-0.02194386	0.84679757
Cobertura de Caulerpa	<i>Syllis sp.</i>	80	-0.02194386	0.84679757
Cobertura de Caulerpa	Mactridae	80	-0.0190401	0.86687062
Cobertura de Caulerpa	<i>Mitra sp.</i>	80	-0.01660346	0.88378039
Cobertura de Caulerpa	<i>Metacarcinus edwardsii</i>	80	0.0156158	0.89064973
Cobertura de Caulerpa	<i>Alia unifasciata</i>	80	-0.01525497	0.89316145
Cobertura de Caulerpa	Seraphsidae	80	-0.01435671	0.89941859
Cobertura de Caulerpa	Podoceridae	80	0.01342024	0.90594846
Cobertura de Caulerpa	<i>Pilumnoides perlatus</i>	80	-0.0038206	0.97316838
Cobertura de Caulerpa	<i>Chaetopleura hennahi</i>	80	0.00243821	0.98287489
Cobertura de Caulerpa	<i>Tonicia chilensis</i>	80	0.00243821	0.98287489
Cobertura de Caulerpa	<i>Pseudonereis gallapagensis</i>	80	0.00232108	0.98369741
Cobertura de Caulerpa	<i>Nassarius gayi</i>	80	-0.00203167	0.98572994
Cobertura de Caulerpa	<i>Ophiactis kroeyeri</i>	80	0.00090864	0.99361764
Cobertura de Caulerpa	<i>Pseudozonaria sp.</i>	80	-0.00056386	0.99603937
Cobertura de Caulerpa	<i>Diopatra sp.</i>	80	-0.00027798	0.99804741

**ANEXO 8. Análisis estadísticos de la biomasa y diversidad de macroalgas concurrentes con *Caulerpa filiformis*.**

**ANEXO 8A. PERMANOVA de dos vías para los promedios de biomasa y riqueza de los grupos taxonómicos Chlorophyta, Ochrophyta y Rhodophyta en el área marina protegida.**

Biomasa	SC	gl	CM	Pseudo-F	p(perm)	significancia
Taxa	5131.1	2	2565.5	0.96223	0.4416	n.s.
mes	23830	9	2647.8	0.99307	0.4722	n.s.
Interacción Taxa*mes	50533	15	3368.9	1.2635	0.1137	n.s.
Residual	242630	91	2666.2			
Total	320100	117				

Riqueza	SC	gl	CM	Pseudo-F	p(perm)	significancia
Taxa	2145.9	2	1073	2.517	0.0775	n.s.
mes	2546.4	9	282.93	0.6637	0.7688	n.s.
Interacción Taxa*mes	3970.6	15	264.71	0.62095	0.8649	n.s.
Residual	38793	91	426.29			
Total	47326	117				

(\*) significativo; (\*\*) significativamente alto; (\*\*\*) significativamente muy alto; n.s. = no significativo.

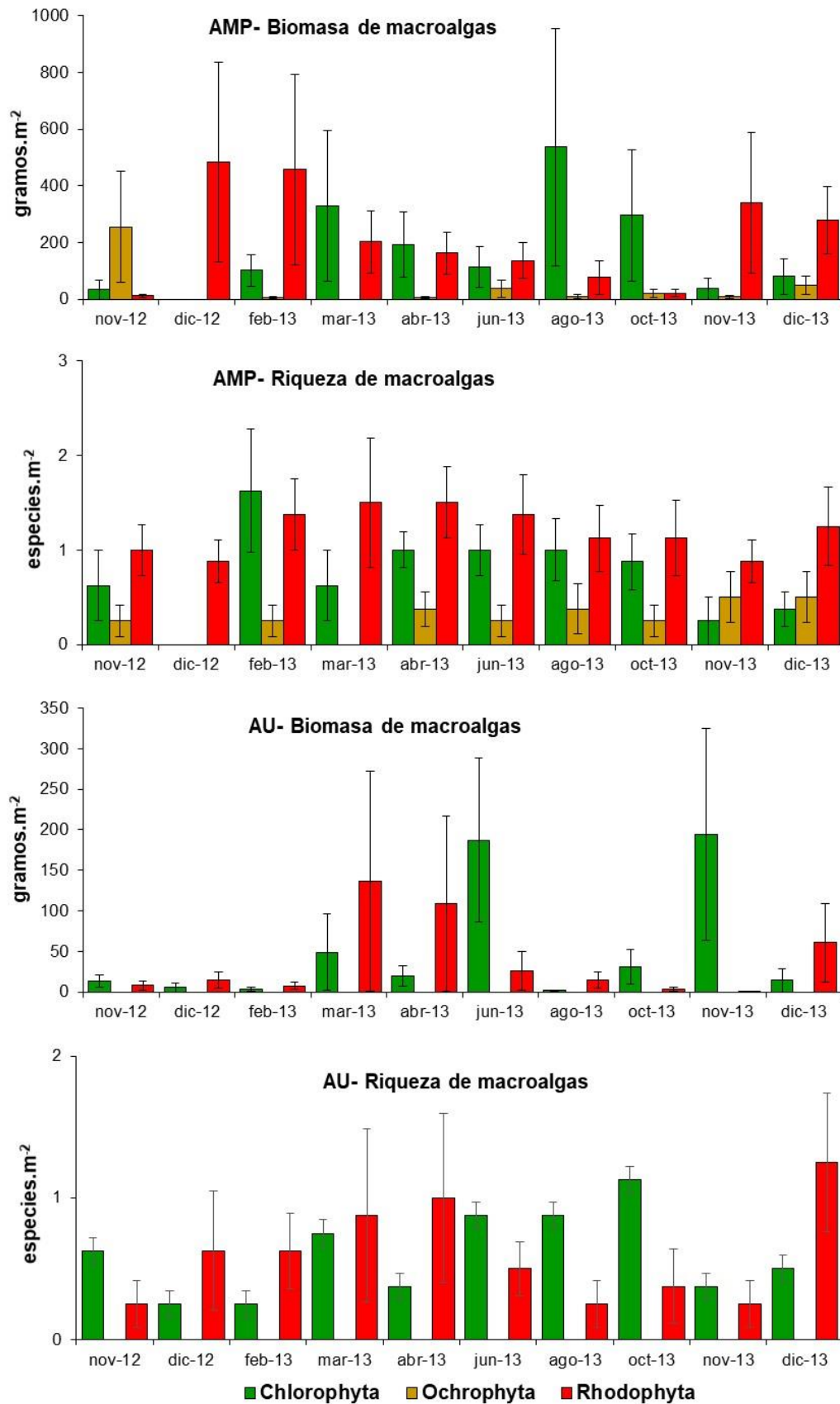
**ANEXO 8B. PERMANOVA de dos vías para los promedios de biomasa y riqueza de los grupos taxonómicos Chlorophyta, Ochrophyta y Rhodophyta en el área urbana.**

Biomasa	SC	gl	CM	Pseudo-F	p(perm)	significancia
Taxa	3270.1	1	3270.1	1.0813	0.3553	n.s.
mes	26321	9	2924.6	0.96702	0.5202	n.s.
Interacción Taxa*mes	32015	9	3557.3	1.1762	0.2355	n.s.
Residual	145170	48	3024.3			
Total	209600	67				

Riqueza	SC	gl	CM	Pseudo-F	p(perm)	significancia
Taxa	408.02	1	408.02	1.1558	0.2831	n.s.
mes	4343.1	9	482.57	1.3669	0.216	n.s.
Interacción Taxa*mes	2754.8	9	306.09	0.86703	0.5691	n.s.
Residual	16946	48	353.03			
Total	24594	67				

(\*) significativo; (\*\*) significativamente alto; (\*\*\*) significativamente muy alto; n.s. = no significativo.



**ANEXO 8C. Promedios de biomasa y riqueza de macroalgas concurrentes con *Caulerpa filiformis*, en el área marina protegida (AMP) y el área urbana (AU).**

**ANEXO 8D. Prueba de Kruskal-Wallis para los promedios mensuales de biomasa, riqueza, diversidad de Shannon (H') y equidad de Pielou (J') de macroalgas asociadas a *C. filiformis*. (Los datos no siguen una distribución normal).**

Área	Variable	H ( $\chi^2$ )	p-valor	significancia
AMP	Biomasa	3.974	0.9131	n.s.
AMP	Riqueza	10.62	0.3023	n.s.
AMP	Diversidad	16.46	0.05794	n.s.
AMP	Equidad	18.65	0.02837	*
AU	Biomasa	4.956	0.8381	n.s.
AU	Riqueza	5.759	0.7637	n.s.
AU	Diversidad	3.79	0.9247	n.s.
AU	Equidad	3.301	0.9512	n.s.

AMP: área marina protegida; AU: área urbana. (\*) significativo; (\*\*) significativamente alto; (\*\*\*) significativamente muy alto; n.s. = no significativo.

**ANEXO 8E. Prueba de comparación por pares de Mann-Whitney entre los promedios de equidad de Pielou (J') de macroalgas en el área marina protegida.**

p-valor	nov-12	dic-12	feb-13	mar-13	abr-13	jun-13	ago-13	oct-13	nov-13
dic-12	0.111								
feb-13	0.207	0.030							
mar-13	0.954	0.214	0.501						
abr-13	0.003	0.001	0.155	0.079					
jun-13	0.059	0.009	0.873	0.298	0.156				
ago-13	0.207	0.030	0.914	0.501	0.188	0.958			
oct-13	0.139	0.030	0.590	0.262	0.792	0.631	0.450		
nov-13	0.779	0.085	0.351	0.954	0.023	0.258	0.351	0.250	
dic-13	0.171	0.030	0.518	0.313	0.494	0.873	0.518	1.000	0.298

Los valores resaltados con amarillo indican diferencias significativas.

**ANEXO 8F. PERMANOVA de dos vías para los promedios de biomasa, riqueza, diversidad de Shannon (H') y Equidad de Pielou (J') de macroalgas asociadas a *Caulerpa filiformis*.**

Biomasa	SC	gl	CM	Pseudo-F	p(perm)	significancia
Área	2.5285	1	2.5285	7.2831	0.0001	***
mes	3.1516	9	0.35018	1.0086	0.4519	n.s.
Interacción Área*mes	3.027	9	0.33633	0.96876	0.5179	n.s.
Residual	48.605	140	0.34718			
Total	57.312	159				

Riqueza	SC	gl	CM	Pseudo-F	p(perm)	significancia
Lugar	1.0489	1	1.0489	4.5288	0.0196	*
Fecha	1.7477	9	0.19419	0.83842	0.6286	n.s.
Interacción Lugar*Fecha	2.0231	9	0.22479	0.97055	0.4771	n.s.
Residual	32.426	140	0.23162			
Total	37.246	159				

Shannon (H')	SC	gl	CM	Pseudo-F	p(perm)	significancia
Lugar	3.2198	1	3.2198	13.274	0.0001	***
Fecha	3.2194	9	0.35771	1.4747	0.1262	n.s.
Interacción Lugar*Fecha	2.2534	9	0.25038	1.0322	0.4169	n.s.
Residual	33.96	140	0.24257			
Total	42.653	159				

Pielou (J')	SC	gl	CM	Pseudo-F	p(perm)	significancia
Lugar	3.4115	1	3.4115	14.46	0.0001	***
Fecha	3.1522	9	0.35024	1.4845	0.1329	n.s.
Interacción Lugar*Fecha	2.2642	9	0.25158	1.0663	0.3947	n.s.
Residual	33.03	140	0.23593			
Total	41.858	159				

(\*) significativo; (\*\*) significativamente alto; (\*\*\*) significativamente muy alto; n.s. = no significativo.



**ANEXO 8G. Correlaciones de biomasa y cobertura de *Caulerpa filiformis* con la biomasa de macroalgas en el área marina protegida.**

Variable 1	Variable 2	n	Correlación de Spearman	p-valor
Biomasa de Caulerpa	Cobertura de Caulerpa	80	0.20915784	0.06260686
Biomasa de Caulerpa	<i>Chondracanthus chamissoi</i>	80	-0.20272238	0.07131875
Biomasa de Caulerpa	Biomasa total de macroalgas	80	-0.18665828	0.09734738
Biomasa de Caulerpa	Número de especies	80	-0.15515142	0.16937546
Biomasa de Caulerpa	<i>Pleonosporium venustissimum</i>	80	0.14740441	0.19195564
Biomasa de Caulerpa	<i>Ahnfeltiopsis furcellata</i>	80	-0.14513441	0.19896555
Biomasa de Caulerpa	<i>Gracilariopsis lemaneiformis</i>	80	-0.12291143	0.27740125
Biomasa de Caulerpa	<i>Chaetomorpha sp.</i>	80	-0.1221346	0.28047239
Biomasa de Caulerpa	<i>Ulva costata (nematoidea)</i>	80	-0.11563043	0.30707271
Biomasa de Caulerpa	<i>Ulva rigida</i>	80	-0.11187957	0.32313388
Biomasa de Caulerpa	<i>Colpomenia sinuosa</i>	80	0.11088796	0.32746811
Biomasa de Caulerpa	<i>Pterosiphonia dendroidea</i>	80	-0.08644879	0.44577289
Biomasa de Caulerpa	<i>Ulva sp.</i>	80	-0.08565754	0.44996318
Biomasa de Caulerpa	<i>Polysiphonia sp.</i>	80	-0.06985957	0.53805169
Biomasa de Caulerpa	<i>Ectocarpus sp.</i>	80	0.0589415	0.60352122
Biomasa de Caulerpa	<i>Codium peruvianum</i>	80	0.05622461	0.62034202
Biomasa de Caulerpa	<i>Cladophora sp.</i>	80	-0.0548033	0.62922064
Biomasa de Caulerpa	<i>Ulva linza</i>	80	-0.04363356	0.70074776
Biomasa de Caulerpa	<i>Polysiphonia sphaerocarpa</i>	80	0.0316909	0.78019799
Biomasa de Caulerpa	<i>Ulva papenfussii</i>	80	-0.03156393	0.78105657
Biomasa de Caulerpa	<i>Ulva prolifera</i>	80	-0.02679685	0.81347266
Biomasa de Caulerpa	Diversidad de Shannon H'	80	-0.02066302	0.85564054
Biomasa de Caulerpa	<i>Myriogloea chilensis</i>	80	0.02050559	0.85672865
Biomasa de Caulerpa	<i>Corallina officinalis var. chilensis</i>	80	-0.01218039	0.91460334
Biomasa de Caulerpa	Equidad de Pielou J'	80	-0.00204923	0.98560665
Cobertura de Caulerpa	<i>Ulva sp.</i>	80	-0.1936147	0.08528505
Cobertura de Caulerpa	<i>Ulva prolifera</i>	80	-0.18761312	0.09561665
Cobertura de Caulerpa	<i>Cladophora sp.</i>	80	-0.18495577	0.10049414
Cobertura de Caulerpa	<i>Corallina officinalis var. chilensis</i>	80	0.1291363	0.2536039
Cobertura de Caulerpa	<i>Polysiphonia sp.</i>	80	-0.12605061	0.26522016
Cobertura de Caulerpa	<i>Ulva rigida</i>	80	-0.12418754	0.2724052
Cobertura de Caulerpa	<i>Pterosiphonia dendroidea</i>	80	-0.12253395	0.27889079
Cobertura de Caulerpa	<i>Ectocarpus sp.</i>	80	0.11270342	0.31956095
Cobertura de Caulerpa	<i>Chondracanthus chamissoi</i>	80	0.1083051	0.33893034
Cobertura de Caulerpa	Biomasa total de macroalgas	80	0.09166356	0.41870798
Cobertura de Caulerpa	<i>Ulva linza</i>	80	-0.07105055	0.53112742
Cobertura de Caulerpa	<i>Colpomenia sinuosa</i>	80	0.07088247	0.53210193
Cobertura de Caulerpa	<i>Myriogloea chilensis</i>	80	-0.06793271	0.54934757
Cobertura de Caulerpa	Diversidad de Shannon H'	80	-0.04673911	0.68056447
Cobertura de Caulerpa	<i>Gracilariopsis lemaneiformis</i>	80	0.03674065	0.74627447
Cobertura de Caulerpa	<i>Ulva papenfussii</i>	80	-0.03558927	0.75396956
Cobertura de Caulerpa	<i>Codium peruvianum</i>	80	0.03452715	0.76108941
Cobertura de Caulerpa	<i>Chaetomorpha sp.</i>	80	-0.03212422	0.77726985

**...continuación**

<b>Variable 1</b>	<b>Variable 2</b>	<b>n</b>	<b>Correlación de Spearman</b>	<b>p-valor</b>
Cobertura de Caulerpa	<i>Polysiphonia sphaerocarpa</i>	80	-0.01474438	0.8967174
Cobertura de Caulerpa	Diversidad de Shannon H'	80	-0.01464617	0.8974016
Cobertura de Caulerpa	<i>Pleonosporium venustissimum</i>	80	0.01366785	0.90422132
Cobertura de Caulerpa	Equidad de Pielou J'	80	-0.00793614	0.94429962
Cobertura de Caulerpa	<i>Ulva costata (nematoidea)</i>	80	0.00453173	0.96817664
Cobertura de Caulerpa	<i>Ahnfeltiopsis furcellata</i>	80	-0.00138616	0.99026361

**ANEXO 8H. Correlaciones de biomasa y cobertura de *Caulerpa filiformis* con la biomasa de macroalgas en el área urbana.**

Variable 1	Variable 2	n	Correlación de Spearman	p-valor
Biomasa de Caulerpa	<i>Pleonosporium venustissimum</i>	80	-0.32800888	0.00297538
Biomasa de Caulerpa	Número de especies	80	-0.28513608	0.0103577
Biomasa de Caulerpa	<i>Cryptonemia sp.</i>	80	-0.24718099	0.05007178
Biomasa de Caulerpa	Biomasa total de macroalgas	80	-0.21437113	0.0562003
Biomasa de Caulerpa	<i>Ahnfeltiopsis furcellata</i>	80	0.19085116	0.08992676
Biomasa de Caulerpa	<i>Grateloupia doryphora</i>	80	-0.15258559	0.17662668
Biomasa de Caulerpa	<i>Chondracanthus chamissoi</i>	80	-0.14974987	0.18490163
Biomasa de Caulerpa	<i>Ahnfeltiopsis flabelliformis</i>	80	-0.1486007	0.1883339
Biomasa de Caulerpa	<i>Rhodymenia corallina</i>	80	-0.1486007	0.1883339
Biomasa de Caulerpa	<i>Sarcodiotheca gaudichaudii</i>	80	-0.13885639	0.21930306
Biomasa de Caulerpa	<i>Polysiphonia sp.</i>	80	-0.13272983	0.24051972
Biomasa de Caulerpa	<i>Polysiphonia sphaerocarpa</i>	80	-0.12373015	0.27418894
Biomasa de Caulerpa	<i>Chaetomorpha sp.</i>	80	-0.10781692	0.3411248
Biomasa de Caulerpa	Diversidad de Shannon H'	80	-0.10407521	0.3582397
Biomasa de Caulerpa	<i>Gracilariopsis lemaneiformis</i>	80	-0.09834473	0.38545757
Biomasa de Caulerpa	Equidad de Pielou J'	80	-0.09774467	0.38837754
Biomasa de Caulerpa	<i>Ulva costata (nematoidea)</i>	80	-0.09322111	0.41081211
Biomasa de Caulerpa	<i>Ulva rigida</i>	80	0.09013485	0.42654213
Biomasa de Caulerpa	<i>Ulva sp.</i>	80	0.085463	0.45099675
Biomasa de Caulerpa	<i>Cladophora sp.</i>	80	0.06577408	0.56213681
Biomasa de Caulerpa	<i>Callophyllis pinnata</i>	80	-0.04771439	0.67427121
Biomasa de Caulerpa	<i>Ulva papenfussii</i>	80	0.03977184	0.72613598
Biomasa de Caulerpa	Cobertura de Caulerpa	80	-0.02681668	0.81333715
Biomasa de Caulerpa	<i>Ruppia maritima?</i>	80	0.01025503	0.92806267
Biomasa de Caulerpa	<i>Codium peruvianum</i>	80	0.00416024	0.97078412
Cobertura de Caulerpa	<i>Ulva papenfussii</i>	80	-0.23294801	0.03757519
Cobertura de Caulerpa	Equidad de Pielou J'	80	0.15058019	0.18245007
Cobertura de Caulerpa	<i>Chaetomorpha sp.</i>	80	0.14721804	0.19252437
Cobertura de Caulerpa	Diversidad de Shannon H'	80	0.1370592	0.2253854
Cobertura de Caulerpa	<i>Ahnfeltiopsis flabelliformis</i>	80	0.12922497	0.25327532
Cobertura de Caulerpa	<i>Rhodymenia corallina</i>	80	0.12922497	0.25327532
Cobertura de Caulerpa	<i>Pleonosporium venustissimum</i>	80	0.12635273	0.2640672
Cobertura de Caulerpa	<i>Polysiphonia sp.</i>	80	-0.11950538	0.29103431
Cobertura de Caulerpa	<i>Ulva sp.</i>	80	0.11911305	0.29263256
Cobertura de Caulerpa	<i>Callophyllis pinnata</i>	80	0.11440083	0.31227969
Cobertura de Caulerpa	Número de especies	80	0.11205842	0.32235607
Cobertura de Caulerpa	<i>Polysiphonia sphaerocarpa</i>	80	0.09788725	0.38768251
Cobertura de Caulerpa	<i>Grateloupia doryphora</i>	80	-0.09377406	0.40802994
Cobertura de Caulerpa	<i>Chondracanthus chamissoi</i>	80	-0.09353743	0.40921918
Cobertura de Caulerpa	<i>Ulva rigida</i>	80	-0.09265187	0.41368772
Cobertura de Caulerpa	<i>Codium peruvianum</i>	80	0.08874271	0.4337488
Cobertura de Caulerpa	<i>Ulva costata (nematoidea)</i>	80	-0.06571811	0.56247028
Cobertura de Caulerpa	<i>Ahnfeltiopsis furcellata</i>	80	0.05961723	0.59936908

**...continuación**

<b>Variable 1</b>	<b>Variable 2</b>	<b>n</b>	<b>Correlación de Spearman</b>	<b>p-valor</b>
Cobertura de Caulerpa	<i>Cladophora sp.</i>	80	-0.05607876	0.62125067
Cobertura de Caulerpa	<i>Sarcodiotheca gaudichaudii</i>	80	-0.04632593	0.68323722
Cobertura de Caulerpa	<i>Gracilariopsis lemaneiformis</i>	80	-0.04292216	0.70540114
Cobertura de Caulerpa	<i>Cryptonemia sp.</i>	80	0.03258249	0.77417645
Cobertura de Caulerpa	Biomasa total de macroalgas	80	-0.02998911	0.79172707
Cobertura de Caulerpa	<i>Ruppia maritima?</i>	80	-0.02010033	0.85953103

## ANEXO 9. Fotografías



Fotografía 1. Playa Atenas (área marina protegida).



Fotografía 2. El Cequi6n (área marina protegida)



Fotografía 3. Playa Santo Domingo (área urbana)



Fotografía 4. El Chaco (área urbana).

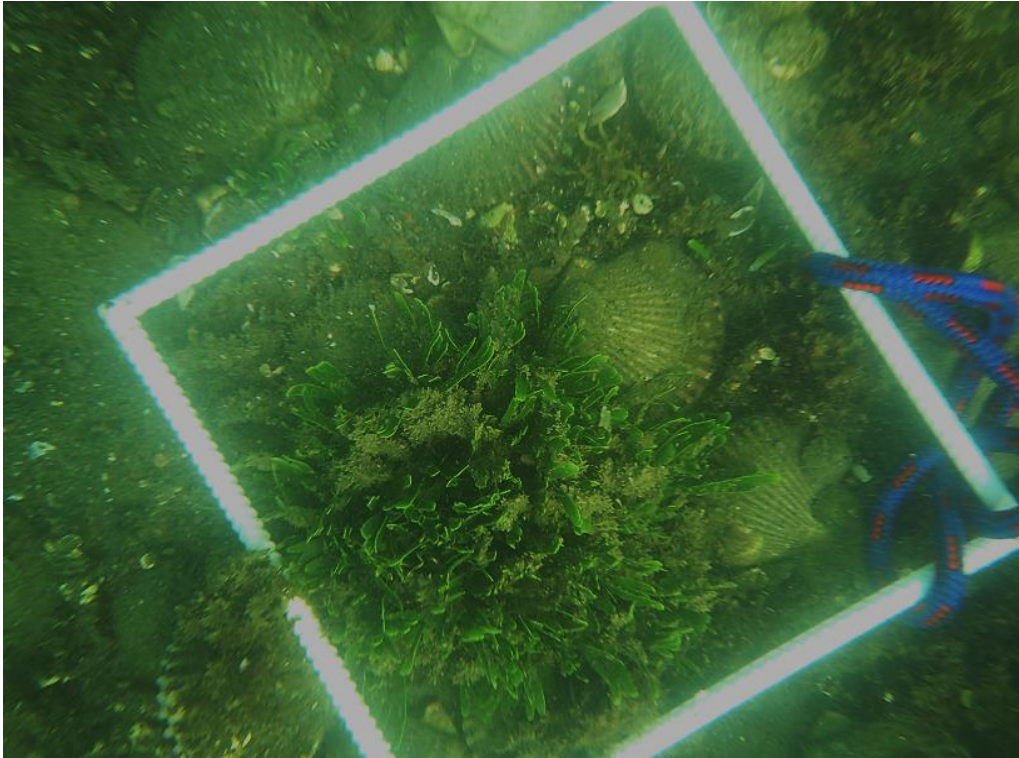




Fotografía 5. Embarcación artesanal con motor fuera de borda.



Fotografía 6. Buceo en apnea, cuadrata metálica y bolsa de red (capacho), para la toma de muestras.

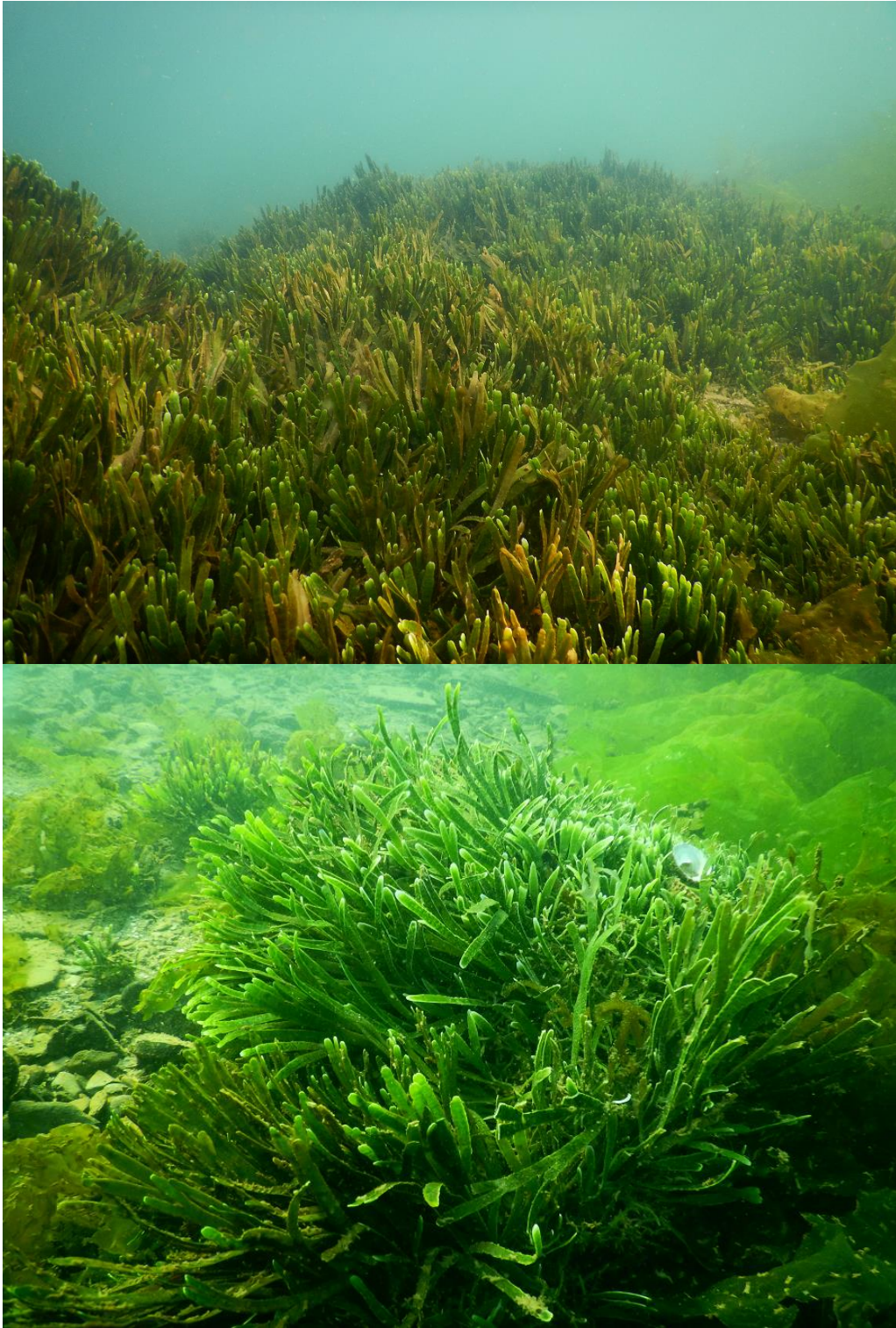


Fotografía 7. Cuadrata metálica de 25 cm de lado para el muestreo de la biomasa de macroalgas y abundancia de fauna epibentónica.



Fotografía 8. Cuadrata metálica grillada de 1 metro de lado para la medición de la cobertura de *Caulerpa filiformis*.





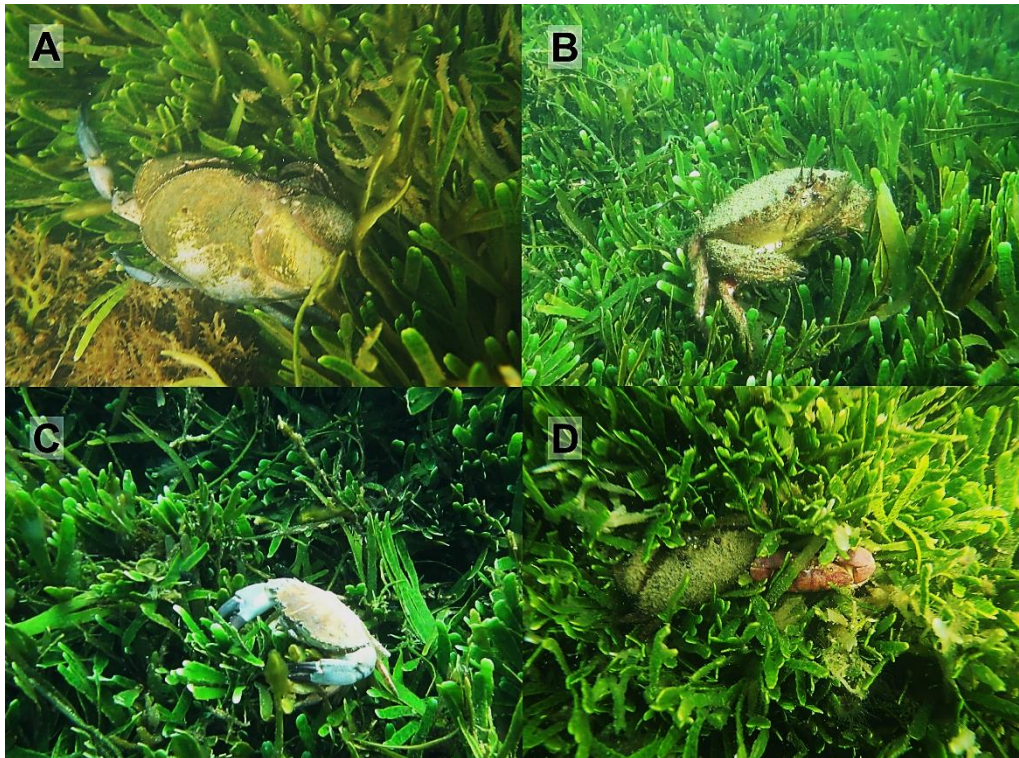
Fotografía 9. Abundancia de *Caulerpa filiformis* en el área marina protegida.



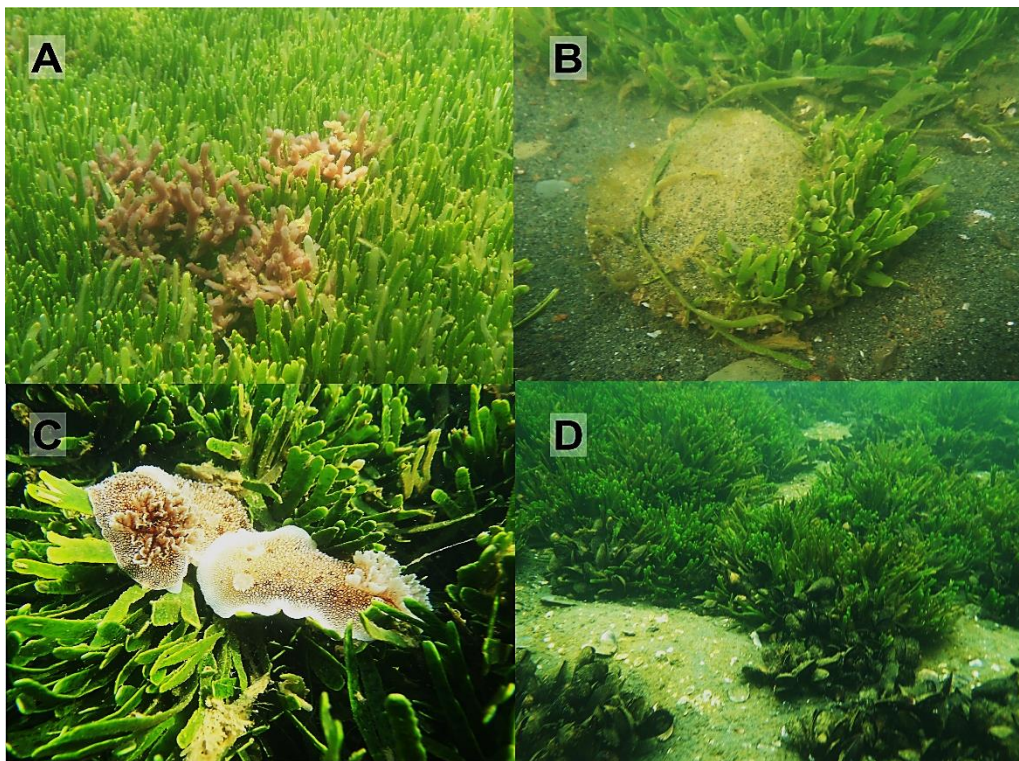


Fotografía 10. Abundancia de *Caulerpa filiformis* en el área urbana.



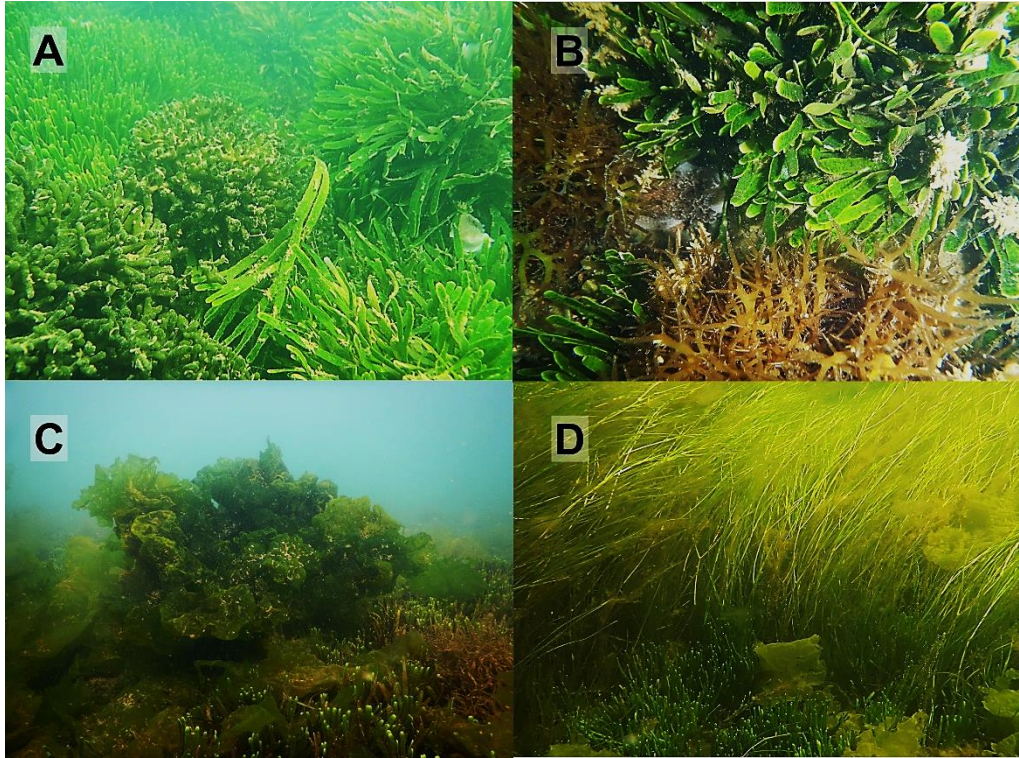


Fotografía 11. Diversidad de fauna epibentónica en las praderas de *Caulerpa filiformis*. A. *Cancer porteri*. B. *Romaleon polyodon*. C. *Cicloxanthops sexcimdentatus*. D. *R. polyodon* y *Eurypanopeus transversus*.



Fotografía 12. Diversidad de fauna epibentónica en las praderas de *Caulerpa filiformis*. A. Porifera. B. *Argopecten purpuratus*. C. Nudibranchia. D. Mytilida.





Fotografía 13. Diversidad de macrófitas asociadas a las praderas de *Caulerpa filiformis*. A. *Codium peruvianum*. B. *Chondracanthus chamissoi*. C. *Ulva sp.* D. Pasto marino.