

Artículo Original

Presencia de Microalgas Epibentónicas en el Pacífico Este Tropical

Presence of Epibenthic Microalgae in the Tropical Eastern Pacific

Josselyn B. Yépez-Rendón , Inti Keith , Angélica K. Ramírez-Sarmiento ,

Nathaly F. Chávez-Rodríguez y Olga Carnicer-Castaño

Pontificia Universidad Católica del Ecuador, Sede Esmeraldas

Estación Científica Charles Darwin.

La correspondencia sobre este artículo debe ser dirigida a Josselyn Yépez Rendón.

Email: josselyn.yepez@pucese.edu.ec

Fecha de recepción: 6 de octubre de 2017.

Fecha de aceptación: 15 de febrero de 2018.

¿Cómo citar este artículo? (Normas APA): Yépez Rondón J. B., Keith I, Ramírez Sarmiento A. K., Chávez Rodríguez N. F., Carnicer Castaño O. (2018). Presencia de microalgas epibentónicas en el Pacífico Este Tropical. *Revista Científica Hallazgos21*, 3 (Suplemento Especial). Recuperado de <http://revistas.pucese.edu.ec/hallazgos21/>

Revista Científica Hallazgos21. ISSN 2528-7915. Periodicidad: cuatrimestral (marzo, julio, noviembre).

Director: José Suárez Lezcano. Teléfono: 2721459, extensión: 163.

Pontificia Universidad Católica del Ecuador, Sede Esmeraldas. Calle Espejo, Subida a Santa Cruz, Esmeraldas. CP 08 01 00 65. Email: revista.hallazgos21@pucese.edu.ec. <http://revistas.pucese.edu.ec/hallazgos21/>

Resumen

Las comunidades de microalgas epibentónicas son organismos que generalmente se encuentran adheridos al sustrato marino, y en ocasiones encima de macroalgas. Gran parte de estos dinoflagelados son productores de toxinas causando síndromes de intoxicación en regiones tropicales y subtropicales. En ocasiones, cambios en los factores ambientales pueden desencadenar grandes proliferaciones denominadas "blooms". Por tal motivo, el objetivo de este estudio es caracterizar la comunidad de microalgas epibentónicas potencialmente tóxicas a lo largo de la costa norte del Ecuador en la Reserva Marina de Galera San Francisco (RMGSF), y en su Archipiélago en la Reserva Marina de Galápagos (RMG) sobre diferentes especies de macrófitos. En la RMGSF, en Estero de Plátano, perteneciente a la provincia de Esmeraldas, se muestreó de noviembre 2016 a mayo 2017 los géneros de macroalga *Padina* y *Coralina*, recolectando un total de 36 muestras. En la RMG, las microalgas fueron recolectadas en tres sitios Bahía Tortuga, Santa Fé y Venecia, durante el mes de abril 2017 a través de 17 muestras de macroalgas verdes, pardas y rojas. En ambos lugares se determinó la presencia del género *Ostreopsis* sp, encontrando una mayor diversidad y abundancia de especies en Galápagos. En la RMG se identificó también *Gambierdiscus* sp en una de las muestras estudiadas, además de géneros como *Prorocentrum*, *Amphidinium* y *Coolia*. La presencia de estas microalgas potencialmente tóxicas a lo largo de la región litoral e insular del Ecuador podría asociarse a las condiciones ambientales favorables y a las características climatológicas de las áreas de estudio convirtiéndolas en ecosistemas propicios para el desarrollo y proliferación de estos microorganismos.

Palabras clave: microalgas bentónicas; macrófitos; blooms; toxinas.

Abstract

Epi-benthic microalgae communities are organisms that are usually attached to the marine substrate and sometimes on macroalgae, most of these dinoflagellates are producing toxins causing intoxication syndromes in tropical and subtropical regions. At times, changes in environmental factors can trigger large blooms called blooms. Therefore, the objective of this study is to characterize the community of potentially toxic epibenthic microalgae along the northern coast of Ecuador in the Galera Marine Reserve and its Archipelago in the Galapagos Marine Reserve (RMG) on different species of macrophytes. In the northern part of Ecuador, in Estero de Plátano, in the province of Esmeraldas, the genres *Padina* and *Coralina* were sampled from November 2016 to May 2017, collecting a total of 36 samples. In the RMG, the microalgae were collected in three sites: Tortuga Bay, Santa Fe and Venice, during the month of April 2017 through 17 samples of green, brown and red macroalgae. In both places the presence of the genus *Ostreopsis* sp was determined, finding a greater diversity and abundance of species in Galapagos. In the RMG *Gambierdiscus* sp was also identified in one of the studied samples, in addition to genera such as *Prorocentrum*, *Amphidinium* and *Coolia*. The presence of these potentially toxic microalgae along the coastal and insular region of Ecuador could be associated with favorable environmental conditions and the climatological characteristics of the study areas, making them ecosystems conducive to the development and proliferation of these microorganisms.

Keywords: benthic microalgae; macrophytes; blooms; toxins.

Presencia de Microalgas Epibentónicas en el Pacífico este Tropical

Las microalgas son organismos microscópicos unicelulares que desempeñan una función esencial dentro del ecosistema debido a sus características fotoautótrofas (Hernández-Pérez & Labbé, 2014). Se denominan "los pulmones del planeta" puesto que mediante la fotosíntesis, absorben grandes cantidades de dióxido de carbono (CO₂), y producen abundante oxígeno con una efectividad cuatro veces mayor que las plantas terrestres (Gómez-Luna, 2007). La importancia de estos microorganismos como productores primarios radica en que constituyen un eslabón fundamental y determinante dentro de la cadena trófica, al ser la principal fuente de energía biológica para organismos del segundo nivel (Medina-Jasso et al., 2012).

Debido a sus hábitos ecológicos cosmopolitas, las microalgas tienen la capacidad de desarrollarse en diversos ecosistemas del medio acuático. Uno de los hábitats más colonizados son los ecosistemas bentónicos, que se extienden desde la zona litoral hasta la región oceánica (Lara-Lara et al., 2008). Si bien su presencia se limita a la zona fótica del medio epipelágico, donde se concentra la más alta productividad biológica de los océanos (Pech-Pool & Ardisson-Herrera, 2010). Debido a que alcanzan profundidades de hasta 100 metros por debajo del nivel del mar, permiten la penetración óptima de luz solar y el desarrollo de cantidades considerables de nutrientes (Oliva-Martínez, Godínez-Ortega & Zuñiga-Ramos, 2014). Diversos grupos biológicos presentan características especializadas que les permite adaptarse a la vida en los bentos. Así se desarrollan sobre, macroalgas, pastos marinos, arrecifes de coral, e incluso sobre sedimentos arenoso y/o rocosos (Tapia, 2013).

Las macroalgas marinas presentan un alto valor ecológico al ser el hábitat de diversos organismos como las microalgas, con las que forman asociaciones simbióticas, debido a que les provee de alimento y refugio para su supervivencia (Gómez-Luna, 2007). Sin embargo, algunas especies de microalgas en presencia de cambios favorables en las condiciones ambientales, pueden crecer desmesuradamente dando lugar a grandes proliferaciones denominadas "blooms" o Florecimientos Algales Nocivos (en adelante FAN; Torres, 2015). Entre los procesos que favorecen la formación de un FAN, se encuentra la eutrofización, caracterizado por el aporte masivo de nutrientes en ambientes acuáticos (Hernández-Pérez & Labbé, 2014). Además, el Fenómeno del Niño – evento natural modifica los procesos océano-atmosféricos, provocando cambios en la hidrodinámica del agua, y en los patrones habituales de precipitación, produciendo un calentamiento cíclico de la superficie de las aguas del Pacífico-, favorece la proliferación de estos microorganismos (Hernández-Roa, 2014).

Otros factores que intensifican el crecimiento biológico de las microalgas son los cambios abruptos de los parámetros físicos del agua (alta temperatura, salinidad o alcalinidad). También diversos mecanismos naturales como la presencia o ausencia de radiación solar, vientos, lluvias, oleajes y niveles de estratificación de la columna de agua (Mancera Pineda, Gavio & Arencibia Carballo, 2010). Adicionalmente, procesos antropogénicos como el cambio climático (Ruiz Gómez, 2016), descarga de aguas residuales y transporte de agua de lastre contribuyen en gran medida a la formación de estos eventos (Mier, et al., 2006).

En las últimas décadas, la atención de la comunidad científica se ha centrado particularmente en los FAN debido a los

graves impactos que generan: la alteración de los ecosistemas marinos, efectos adversos en la salud pública, disminución del turismo y pérdidas económicas en las actividades pesqueras y acuícolas (Band-Schmidt et al., 2011). Un gran número de especies de microalgas son las responsables de la generación de estas proliferaciones, tales como diatomeas, cianobacterias y, principalmente, los dinoflagelados, siendo estos los organismos capaces de producir las toxinas no proteicas más potentes descritas en la naturaleza (Carnicer, García-Altare, Andree, Diogène & Fernández-Tejedor, 2016).

Las toxinas sintetizadas por estos microorganismos son las responsables de originar graves enfermedades en los seres humanos, transferidas principalmente a través de la cadena trófica por biomagnificación mediante el consumo de moluscos filtradores, crustáceos o peces que hayan ingerido microalgas productoras de toxinas, pudiendo causar incluso la muerte (Herrera-Sepúlveda, Sierra-Beltrán & Hernández-Saavedra, 2008).

Diversos estudios han probado que las microalgas bénticas potencialmente tóxicas, presentan una tendencia a desarrollarse tanto en regiones tropicales, como se planteaba en un principio, cuanto en mares templados, registrándose un aumento en intensidad, frecuencia y distribución geográfica. Este es el caso del Mar Mediterráneo, donde se identificó la presencia del dinoflagelado *Ostreopsis* cf. *Ovata*, asociado a la producción de palitoxinas (PLTx) y ovatoxinas (OVTX) (Carnicer, Guallar, Andree, Diogène & Fernández-Tejedor, 2015), y dio lugar a cuadros clínicos graves (Scalco et al., 2012).

No obstante, estas microalgas siguen siendo más abundantes en latitudes tropicales, que les brinda condiciones favorables como temperaturas altas, salinidad normal y medio ligeramente

alcalino. En este ámbito se han registrado varios episodios de florecimientos en la Costas del Caribe, principalmente en Yucatán y Quintana Roo en México, y en las Islas San Andrés en Colombia, donde se identificaron proliferaciones algales de la especie *Gambierdiscus toxicus* (Field-Cortazares, Calderón-Campos & Rábago-López, 2008). Se trata de un agente productor de ciguatoxinas asociadas al síndrome ictiotóxico denominado ciguatera. Este, al entrar en contacto con el ser humano, provoca efectos gastrointestinales, cardiacos y neurológicos (Okolodkov et al., 2014; Almazán-Becerril et al., 2015). Otros géneros relacionados con la ciguatera son *Amphidinium* y *Coolia monotis* (Mancera Pineda et al., 2010).

Otra especie relevante es el dinoflagelado del género *Prorocentrum* sp., que se ha identificado como productor de toxinas diarreas (DSP), cuya exposición crónica promueve la formación de tumores en el sistema digestivo. Asimismo, estudios realizados en las Islas Coco y en Hawaii, mostraron 26 especies de microalgas potencialmente tóxicas (Parsons & Preskitt, 2007; Rhodes et al., 2010; Parsons, Settlemier & Ballauer, 2011).

Como consecuencia de la gran problemática ambiental y socio-económica generada por la presencia de microalgas tóxicas en el medio acuático, Europa y países sudamericanos como Chile, Perú y Argentina han implementado un marco legal normativo sobre el control de productos de origen animal destinados al consumo humano. En este se establecen límites máximos permisibles del contenido de biotoxinas en mariscos, métodos biológicos y sintéticos para la detección de toxinas marinas. Además de monitoreos regulados mediante programas de vigilancia (Reglamento (CE) N° 853/2004 del Parlamento Europeo y del Consejo, 2004; Villanueva, 2005). En Italia y Francia se

estipulan recomendaciones, mediante un protocolo de seguimiento e intervención para prevenir la aparición de casos de toxicidad en humanos, relacionados con la presencia de este género de microalgas. En este protocolo se eleva la concentración de alerta por *Ostreopsis*, de 4.000 a 30.000 células/ml en la columna de agua, debido a que la presencia de estos blooms afectan la salud humana (De Monpezat, 2009).

Actualmente, Ecuador no cuenta con una legislación que aborde dicha problemática. Probablemente, debido a la escasa información científica acerca del potencial riesgo que presentan estos microorganismos; en especial en la RMG y RMGSF. En estas, pese a ser zonas destinadas a la ciencia y conservación, no se han realizado investigaciones al respecto.

La preocupación se incrementa en ambas Reservas, debido a que, entre los sectores más productivos y de alto impacto en la economía local, se encuentran el turismo y la actividad pesquera artesanal (Dirección del Parque Nacional Galápagos, 2014). Estas actividades podrían verse afectadas por la presencia de proliferaciones algales potencialmente tóxicas, pudiendo constituir un grave riesgo en la salud de visitantes y residentes, tras la ingesta de productos marinos contaminados. Además, enfermedades respiratorias y epidérmicas al estar en contacto en la columna de agua, y perjuicios en la economía de la comunidad costera (Mancera Pineda et al., 2010).

Por tal motivo, el objetivo de este estudio es la caracterización de microalgas bentónicas potencialmente tóxicas a lo largo de la costa norte del Ecuador, en la RMGSF y en su Archipiélago; en la RMG sobre diferentes especies de macrófitos. De igual manera, se procedió a realizar una aproximación en la identificación de diferentes especies potencialmente tóxicas del género *Ostreopsis* sp., mediante la medición de sus células.

Método

Área de Estudio: Reserva Marina de Galápagos

El archipiélago de Galápagos se encuentra situado al Noroccidente del Ecuador, en el Pacífico Sudamericano, sobre la línea ecuatorial, a una distancia de 972 Km al oeste de la costa continental. Posee una superficie de 8101 Km² (Díaz-Freire, Casafont Vidal & Clive, 2015). Dentro de la región insular se encuentra la RMG, considerada la segunda área marina protegida más grande del mundo, con una extensión de 138.000 Km². Abarca toda la zona marina del archipiélago que comprende una franja de 40 millas náuticas, medidas a partir de la línea base (Piu-Guime, 2000). Presenta un clima tropical a subtropical. La franja litoral del archipiélago se encuentra conformada por fondos de lava negra arenosos y rocosos, que se caracterizan por la abundancia de macroalgas verdes, rojas, pardas y coralinas que se desarrollan en el sustrato calcáreo (INOCAR, 2011).

Este estudio se llevó a cabo en la Isla Santa Cruz, ubicada en la zona centro-sur oriental de la RMG. Durante la estación caliente-húmeda, presenta temperaturas de agua superficial entre 26-28°C (Piu-Guime, 2000). El primer punto de muestreo se estableció en Bahía Tortuga (0°45'58.43"S; 90°20'42.373"O), y el otro punto en Bahía Venecia (0°302'5.755"S; 90°30'56.646"O), el 30 de marzo y el 6 de abril del 2017 respectivamente (Figura 1).



Figura 1. Ubicación de los Sitios de muestreo en la RMG, Isla Santa Cruz: 1) Bahía Tortuga ($0^{\circ}45'58.43''S$; $90^{\circ}20'42.373''O$) y 2) Bahía Venecia ($0^{\circ}30'2'5.755''S$; $90^{\circ}30'56.646''O$). Fuente: Elaboración propia (2017).

Reserva Marina de Galera San Francisco

La RMGSF se encuentra ubicada al noroeste del Ecuador, al sur de la provincia de Esmeraldas, en el cantón Muisne, parroquia Galera. Sus límites geográficos son: Galera, Quingue y Cabo San Francisco. Posee una extensión de 54.604 Ha., y una línea costera de 37 Km. (Carrasco, 2009).

Presenta un clima cálido-húmedo, con una variación de temperatura anual entre 24 -25°C. Estero de Plátano es una de las cuatro poblaciones que tienen playas contiguas a la RMGSF. El ancho de la playa varía con una zona intermareal, que llega

hasta el muro de contención de 50 a 80 m. En la parte derecha de la playa se encuentran la concentración de macrófitos, que recibe la influencia directa de un cuerpo de agua dulce situado en las proximidades de la playa (Bossano & Torres, 2015). Siendo esta la zona donde se estableció un sitio de muestreo ($0^{\circ}46'44.04''$; $80^{\circ}5'20.87$ O). El estudio se realizó durante los meses de diciembre del 2016 a mayo del 2017, realizándose 6 muestreos durante la marea baja (Ver Figura 2).

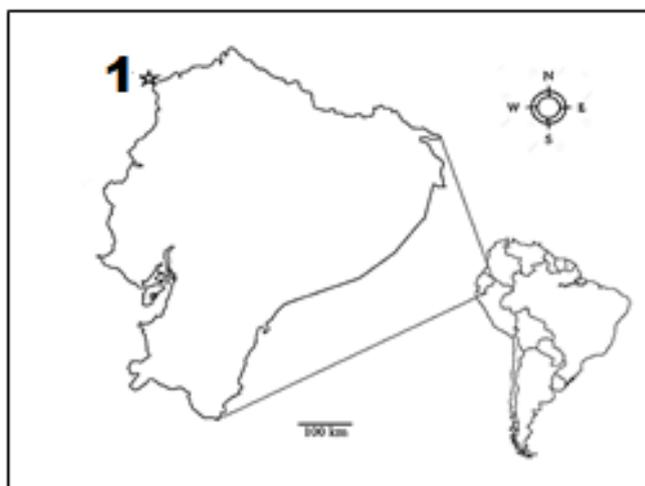


Figura 2. Sitio de muestreo en la costa del Ecuador: (1) Estero de Plátano, provincia de Esmeraldas, 0 °46 '50.077 "N: 80 ° 5' 17.86687" O. (Carnicer, 2016). Fuente: Elaboración propia (2017).

Recolección de muestras

Para la estimación de la abundancia de las microalgas bentónicas potencialmente tóxicas, se empleó el método propuesto por Yasumoto et al. (1980), que consiste en la recolección de macrófitos.

En la RMG, a lo largo del perfil costero de las dos estaciones, se colectaron un total de 17 muestras, tomándose 12 y 5 muestras, respectivamente. Las muestras se tomaron mediante buceo a profundidades de entre 1 a 3 metros. Vale recalcar que la variación en la cantidad de muestras colectadas en cada estación se determinó en función de las condiciones ambientales de la zona y de la abundancia y diversidad de especies de macroalgas encontradas.

La determinación taxonómica de las macroalgas, hasta el nivel jerárquico más preciso, no fue posible en todos los casos, logrando una identificación a nivel de género en 6 ejemplares recolectados. Los tres especímenes restantes solo fueron identificados hasta el nivel de división. Los géneros de macroalgas con mayor representatividad fueron *Caulerpa*, *Dyctiopteris* y *Padina*, mientras que 3

géneros aportaron con un solo espécimen (Tabla 1).

Tabla 1

Número de especímenes de macroalgas recolectados por género de sustrato en cada estación de muestreo en la RMG

Estación Bahía Tortuga	No.
<i>Caulerpa</i>	3
<i>Dyctiopteris</i>	3
<i>Dyctiota</i>	1
<i>Rodophyta</i> (género desconocido 1)	3
<i>Chlorophyta</i> (género desconocido)	2
Estación Bahía Venecia	
<i>Padina</i>	2
<i>Caulerpa</i>	1
<i>Pterocladia</i>	1
<i>Rodophyta</i> (género desconocido 2)	1

Fuente: Elaboración propia (2017).

En la RMGSF, durante cada muestreo se tomaron 3 muestras del género de macroalga *Padina* sp., y otras 3 de *Coralina* sp., colectadas a mano entre el primer metro de profundidad, obteniendo un total de 36 muestras.

Una vez realizada la recolección de macrófitos, éstos fueron colocados en envases de plástico con capacidad de 500 y 1.000 ml., que contienen agua circundante, cuyo volumen se midió en una probeta graduada. Posteriormente, fueron agitados vigorosamente durante 1 minuto para provocar el desprendimiento de las microalgas epi-bentónicas, adheridas a las macroalgas. Luego se procedió a filtrar el agua de mar colectada a través de un tamiz de 300 µm., de tamaño de poro, con el fin de descartar los sedimentos y partículas en

suspensión. El agua filtrada fue transferida a través de un embudo a tubos Falcón® de 50 ml., y botellas de plástico de 500 ml., siendo fijada con una solución de Lugol al 3%, agitándolos suavemente para su concentración. Las macroalgas se guardaron en bolsas de plástico con cierre zips, y se transportaron en refrigeradores para ser pesadas en el laboratorio en una balanza digital (Mettler Toledo SB32001 DeltaRange).

Recuento de microalgas

Una vez en el laboratorio, previo al análisis, las muestras (botellas de 500 ml.) pasaron por un proceso de aclimatación durante un período de 2 a 6 horas. Una vez a temperatura ambiente, debido a que durante el tiempo de conservación los microorganismos y demás partículas se sedimentan en la botella formando diversos tipos de agregaciones, se procedió a la homogenización de las muestras de manera manual, invirtiéndolas suave y continuamente en forma de ocho durante 1 minuto. La identificación y recuento de microalgas se llevó a cabo mediante el método de Utermöhl (1958), donde las muestras se sometieron a sedimentación por gravedad. Los diferentes taxones fueron identificados hasta el nivel de género.

El análisis cualitativo y cuantitativo de dinoflagelados bentónicos se realizó mediante la sedimentación de la muestra en cámaras de Utermöhl, colocando una alícuota de 3 ml. sobre la placa, que se protege con un cubre-objeto cuadrado de cristal durante 1 minuto (el tiempo de sedimentación recomendado es de 1-4 horas por cada 10 ml.). El recuento se realizó bajo un microscopio invertido (Optika®). Se examinó todo el fondo de la cámara con un aumento de 10x para enumerar los organismos de mayor tamaño. Se examinaron uno o dos transectos con el objetivo de 20x, y 5-10 campos con el aumento de 40x para cuantificar los

organismos pequeños y de mayor abundancia. Las fotografías correspondientes para cada género se obtuvieron con ayuda del software de análisis y tratamiento de imágenes Optika Vision Lite, con el objetivo de 40x para una mejor resolución de la imagen.

La abundancia de microalgas se expresa en células por gramo de peso húmedo de macroalga (cel. g. macroalga⁻¹).

Medición celular del género *Ostreopsis*

Una vez realizada la identificación de los organismos, y la obtención de las fotografías mediante el programa Optika Vision Lite, se procedió a la medición de las células del género *Ostreopsis*, debido a las variaciones morfológicas presentadas durante su análisis. En la RMG se procedió a medir un total de 288 células de ambos sitios de muestreo. En la RMGSF se midieron un total de 20 células por muestreo, repartidas de la siguiente manera: 10 detectadas en la macroalga *Padina*, y otras 10 sobre *Coralina*, obteniendo un total de 121 células.

Este software fue debidamente calibrado en base al tamaño de este dinoflagelado, cuyas mediciones se realizaron en base al diámetro dorso-ventral y ancho de la célula.

Análisis Estadísticos de datos

La comparación de abundancia y tamaño de las células en los diferentes géneros de macroalgas y fechas de muestreo se realizó mediante el análisis de varianza multiparamétrico (ANOVA), con el programa SPSS. Las diferencias significativas fueron aquellas que tengan un *valor p* < 0,05.

Resultados

Composición de dinoflagelados epibentónicos potencialmente tóxicos

En la identificación de las microalgas epibentónicas en la RMG, se determinó la presencia de 5 géneros de dinoflagelados potencialmente tóxicos. Siendo *Ostreopsis*, *Prorocentrum*, *Amphidinium* y *Coolia*, los que presentaron una amplia distribución

entre las estaciones de muestreo y a nivel de sustrato. A excepción del género *Gambierdiscus*, que fue identificado únicamente en la segunda estación de muestreo. En la RMGSF se identificó al género *Ostreopsis* y, puntualmente, se detectó la presencia de *Prorocentrum* en ciertas muestras, por lo que no se realizó la tabulación de esta especie.

Abundancia y distribución de géneros de dinoflagelados potencialmente tóxicos por estaciones y fechas de muestreo.

En la RMG los registros de la cuantificación de dinoflagelados epibentónicos potencialmente tóxicos indican que la mayor abundancia se presentó en Bahía Tortuga con un valor promedio de 12103 cel. g. macroalga⁻¹. La menor abundancia de dinoflagelados se detectó en Bahía Venecia con una concentración promedio de 2491 cel. g. macroalga⁻¹ (Tabla 2). Cuatro de los géneros de dinoflagelados reportados en este estudio presentaron una amplia distribución sobre los diferentes sustratos a lo largo de la zona de estudio, puesto que fueron registradas en las dos estaciones de muestreo.

Ostreopsis fue el género dominante presentando la mayor abundancia celular con 133.198 cel. g. macroalga⁻¹ durante las dos estaciones de muestreo representando el 84% del total de los registros cuantificados, seguida del género *Prorocentrum* con un total de 15032 cel. g. macroalga⁻¹ (8,95%). Ambos géneros alcanzaron la máxima densidad celular en Bahía Tortuga con 10.858 y 1.004 cel. g. macroalga⁻¹ respectivamente. Los géneros *Amphidinium* y *Coolia* presentaron una concentración total de 5.930 cel. g. macroalga⁻¹ (4,01%), y 3.524 cel. g. macroalga⁻¹ (2,73%), respectivamente. Se muestra una mayor abundancia en Bahía Venecia con valores promedio de 843 y 471 cel. g. macroalga⁻¹ respectivamente. El género menos abundante fue *Gambierdiscus*

con un valor total de 6 cel. g. macroalga⁻¹ (0,03%), mostrando una distribución restringida identificándose únicamente solo en Bahía Venecia (Ver Tabla 2).

En la RMGSF la abundancia de *Ostreopsis* sp no tuvo una diferencia estadísticamente significativa a nivel sustrato (macroalga) ($p < 0,05$, ANOVA). Sin embargo, si se encontraron diferencias por fechas de muestreo, registrando mayores concentraciones en diciembre (máx. 861 ± 244 cel. g macroalga⁻¹ el 21 de diciembre) sobre el género Coralina. Por el contrario, las mínimas densidades celulares fueron detectadas en mayo (min. 44 ± 13 cel. g macroalga⁻¹) sobre Coralina (Tabla 3).

Observaciones de morfología celular de las células de *Ostreopsis*

De acuerdo con los resultados obtenidos en la RMG, se encontraron tamaños celulares significativamente diferentes en las muestras de campo ($p < 0,001$), clasificándose en tres subgrupos. El primero está compuesto por células pequeñas, siendo estas las más abundantes; el segundo grupo corresponde a células de gran tamaño, que presentan una frecuencia de aparición en menor medida. Morfológicamente, también se observaron células de tamaño intermedio que podrían corresponder a otra especie, pero debido a que éstas se solapan con las células de menor tamaño, no es posible llegar a una posible identificación (Ver Figura 3).

De acuerdo con la descripción morfológica en la RMG, las células pequeñas presentaron una forma de lágrima bien definida ($DV = 52,13 \pm 5,16 \mu\text{m}$; $W = 37,32 \pm 4,65 \mu\text{m}$; $N = 190$), cuyo rango de tamaño

Tabla 2

Abundancias de *Ostreopsis* sp en las diferentes macroalgas durante los distintos muestreos (cel. g macroalga-1 ±SD)

Estación de Muestreo	Macroalga	Nº muestras	<i>Ostreopsis</i>	<i>Prorocentrum</i>	<i>Amphidinium</i>	<i>Coolia</i>	<i>Gambierdiscus</i>	
Bahía Tortuga	<i>Rodophyta</i> (género desconocido1)	1	3675	2604	365	170	0	
		2	1078	549	38	45	0	
		3	3214	1208	175	156	0	
	<i>Caulerpa</i>	1	24	235	28	20	0	
		2	14	190	32	12	0	
		3	19	387	65	22	0	
	<i>Dyctiopteris</i>	1	47460	87	186	0	0	
		2	43128	165	198	231	0	
		3	25193	34	235	311	0	
		<i>Dyctiota</i>	1	1814	4183	126	50	0
			<i>Chlorophyta</i> (género desconocido1)	1	540	1980	108	72
	2	4140		430	161	81	0	
Bahía Venecia	<i>Rodophyta</i> (género desconocido2)	1	2058	882	1764	588	0	
		<i>Padina sp1</i>	1	166	80	48	75	0
	<i>Padina sp2</i>	1	100	23	10	16	6	
	<i>Caulerpa</i>	1	88	103	206	74	0	
	<i>Pterocladia</i>	1	487	1893	2184	1602	0	
	Total			133198	15032	5930	3524	6

Fuente: Elaboración propia (2017).

coincide con los registrados para *O. ovata* (Figura 4a y Tabla 4). Las células medianas mostraron una forma ovalada levemente puntiaguda en la zona ventral; sin embargo, presentó un rango de tamaño ($DV=69,92 \pm 8,09 \mu\text{m}$; $A=52,86 \pm 9,16 \mu\text{m}$; $N=78$) que

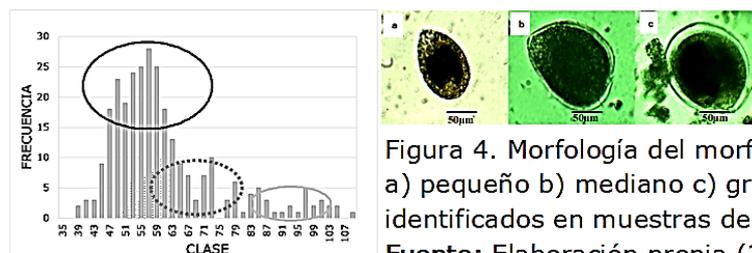


Figura 3. Histograma de frecuencia de la abundancia del género *Ostreopsis* respecto a los tamaños observados, $n=288$. Fuente: Elaboración propia, 2017.

Tabla 3

Abundancias de *Ostreopsis sp* en las diferentes macroalgas durante los distintos muestreos (cel. g macroalga-1 \pm SD).

Fecha	Macroalga	
	<i>Coralina</i>	<i>Padina</i>
2-dic-16	583 \pm 636	589 \pm 392
21-dic-16	861 \pm 244	346 \pm 98
28-ene-17	781 \pm 260	358 \pm 151
18-mar-17	136 \pm 63	241 \pm 129
27-abr-17	48 \pm 5	107 \pm 36
26-may-17	44 \pm 13	87 \pm 10

Fuente: Elaboración propia, 2017.

Tabla 4

Tamaño celular del género *Ostreopsis* en la RMG (cel. g macroalga-1, con su media y desviación estándar)

Tamaño		Diámetro Dorso ventral (μm)			Anchura (μm)		
		Media	Desviación típica	n	Media	Desviación típica	n
		Pequeño	52,13	5,16	190	37,32	4,65
Mediano	69,92	8,09	78	52,86	9,16	78	
Grande	100,55	6,58	20	79,49	9,48	20	

Fuente: Elaboración propia (2017).

Tabla 5

Tamaño celular del género *Ostreopsis* en la RMGSF (cel. g macroalga-1, con su media y desviación estándar)

	N°	Mínimo	Máximo	Media	Desviación típica
dv	121	38,99	64,68	50,4925	4,93646
W	121	23,09	45,34	30,8771	4,66736

Fuente: Elaboración propia (2017).

células pequeñas, el morfotipo mediano no fue posible ser identificado por morfología celular (Figura 4b y Tabla 4). Las células grandes presentaron una forma redondeada semejante a *O. lenticularis*, pero se encuentra dentro del rango de tamaño ($DV=100,55 \pm 6,58 \mu\text{m}$; $A=79,49 \pm 9,48 \mu\text{m}$; $N=32$) correspondiente a *O. marinus*. De acuerdo a las características morfológicas no se puede identificar a que especie corresponde el morfotipo grande (Figura 4c y Tabla 4).

En la RMGSF las células

presentaron un tamaño pequeño ($DV=50,49 \pm 4,94 \mu\text{m}$; $A= 30,88 \pm 4,67 \mu\text{m}$) y una forma elipsoidal, en forma de lágrima (Tabla 5).

concuenda con el reportado para *O. labens* (Figura 4b). Debido al solapamiento con las

Discusión

El presente trabajo establece una caracterización de la diversidad de microalgas epibentónicas potencialmente tóxicas presentes en la RMG y RMGSF. Siendo en la primera donde se identificaron 5 géneros de dinoflagelados, entre estos *Ostreopsis*, *Gambierdiscus*, *Prorocentrum*, *Amphidinium* y *Coolia*. No obstante, en la RMGSF solo se identificó al género *Ostreopsis*. Esta diferencia probablemente se deba a que las Islas Galápagos se encuentran ubicadas en la zona de transición de un sistema complejo de corrientes marinas, que aportan aguas tropicales cálidas provenientes del norte y aguas frías del sur, con un flujo direccional de este-oeste que permite la dispersión de aguas ricas en nutrientes dando lugar a afloramientos en capas superficiales de agua (Dirección del Parque Nacional Galápagos, 2014).

Además, la composición de dinoflagelados en la RMGSF podría haberse visto afectada, debido a que el sitio de muestreo recibe constantemente la influencia de un cuerpo de agua dulce, provocando una disminución de los niveles de salinidad de esta zona. De acuerdo a Pezzolesi et al. (2012), es un factor que influye en la presencia de dinoflagelados epi-bentónicos, siendo 34 ppm. la salinidad óptima para su desarrollo.

La abundancia de dinoflagelado bentónico potencialmente tóxico en la RMG, pese a que la investigación se realizó en un lapso de tiempo restringido, en presencia de una estación cálida bastante marcada, las concentraciones celulares registradas fueron elevadas en comparación con los estudios realizados en otras islas del trópico. Tal es el caso de las Polinesias francesas (Fukuyo, 1981; Bagnis, et al., 1985), Nueva Zelanda (Rhodes et al., 2002), Hawaii (Parsons & Preskitt, 2007), las Islas Coco (Rhodes et al., 2010), Islas Japonesas (Selina et al.,

2014). Así como también en zonas costeras del Pacífico Occidental (Skinner et al., 2013) y Oriental (Carnicer et al., 2016). Sin embargo, puesto a que los muestreos no contemplaron ambos periodos climáticos (invierno-verano), podría aseverarse que no fue suficiente para abarcar la diversidad de estos microorganismos en la RMG, desconociendo si dicha abundancia podría mantenerse constante, aumentar o disminuir a lo largo del año y bajo otras condiciones ambientales.

De igual manera, los resultados anteriores evidencian una clara dominancia del género del *Ostreopsis*, tanto en abundancia, como en ocurrencia, detectándose la presencia de un bloom en la RMG con $1,33 \times 10^5$ cél. g. macroalga⁻¹. Esto difiere con resultados obtenidos por Delgado-Miranda (2005) y Almazán-Becerril et al. (2012), en las costas del Caribe Cubano y Mexicano donde los géneros dominantes fueron *Prorocentrum* y *Gambierdiscus*, siendo *Ostreopsis*, el que presentó menor abundancia con una amplia distribución a lo largo de las estaciones de muestreo.

Debido a sus hábitos cosmopolitas, este dinoflagelado ha sido reportado en nuevas áreas donde anteriormente no habían sido detectadas, incluyendo mares templados. Como el Mar Mediterráneo, donde se ha presenciado la aparición de blooms que alcanzan concentraciones que superan el millón de cél. g. macroalga⁻¹ (Carnicer et al., 2015). En Sant Andreu de Llavaneres, en la costa catalana, Vila, et al. (2016) reportaron un floramiento de *Ostreopsis*, asociado al aumento de temperatura de aire y agua, y a la intensidad del viento, lo cual propició el crecimiento exponencial de las mismas. Así mismo se han registrado estos floramientos en Italia, España, Croacia, Túnez y Grecia, relacionados a problemas en la salud humana, debido a la producción de PLTX y sus análogos (OVTXs, OTXs y

mascarenotoxinas; Tichadou et al., 2010). Considerada una de las toxinas más potentes descritas hasta el momento, las cuales se acumulan en el tejido y tracto digestivo de peces y mariscos (Munday, 2011), teniendo como hospedero final el ser humano a través de la cadena alimentaria, dando lugar a síntomas gastrointestinales, neurológicos y cardíacos (García-Altare et al., 2015).

Por tal razón, las elevadas concentraciones de *Ostreopsis* en la zona centro-sur de Galápagos, pudieran encontrarse singularmente más afines a las detectadas en las costas mediterráneas, ya que los patrones estacionales de la temperatura superficial del agua son similares, teniendo fluctuaciones de hasta 13°C entre invierno (18°C) y verano (31°C). En este sentido, es imprescindible especificar que en la zona de estudio el bloom registrado puede incrementar su concentración celular y presentar situaciones similares llegando a ser totalmente perjudicial para la salud humana y el ecosistema bentónico.

Estas condiciones no se presentan en zonas más cálidas, donde las temperaturas se mantienen relativamente constantes, incrementando solo entre 3-5°C durante todo el año (Ramírez, 2017). Esta puede ser una causa de las concentraciones celulares registradas en la RMGSF, resultan ser más bajas que en la RMG. Otro factor que puede haber influido en la ausencia de otros dinoflagelados probablemente se deba a las características del sitio y condiciones ambientales, pues la presencia de un rompeolas en la zona, provocan un incremento en la turbulencia, debido a la colisión entre las corrientes con las rocas (Quintana & Mercado-Gómez, 2017). Sumado a esto, la presencia de vientos fuertes no brindan las condiciones favorables para el desarrollo óptimo de estas microalgas, pues no permiten la

adhesión efectiva de los dinoflagelados epífitos sobre los macrófitos, lo que da lugar a que vean obligados a migrar hacia la columna de agua o áreas más estables (Vila, Garcés & Masó, 2001).

No obstante, su presencia en la columna de agua también se encuentra relacionada con el número de células existentes en los macrófitos, o como parte de su ciclo de vida (Bravo et al., 2012). Para Mohammad et al. (2016), al encontrarse en la columna de agua y en el aerosol marino, también representan gran peligrosidad al entrar en contacto directo con bañistas. Estudios en playas del mar Mediterráneo, reportan que la presencia de *Ostreopsis* se asocia a enfermedades respiratorias (rinorrea, irritación nasal, dolor faríngeo, etc), dermatitis, dolor de cabeza, fiebre y/o conjuntivitis en bañistas expuestos durante algunas horas con el agua de mar que contenía estos microorganismos (Vila et al., 2016). Además, también puede presentar perjuicios en la economía local, debido a la poca afluencia de turismo por la aparición de las FAN, afectaciones a la actividad pesquera y acuícola (Berdalet et al., 2017).

Con respecto a la determinación del tamaño celular del género *Ostreopsis*, ésta se realizó con el objetivo de identificar posibles especies mediante características morfológicas. Se optó por aplicar la metodología basada en observación morfológica, debido a las limitaciones de recursos. Por esta razón, no se pudo utilizar microscopía electrónica, de epifluorescencia o biología molecular, que son herramientas eficaces de mayor precisión (Berdalet et al., 2017).

De acuerdo a los rangos de tamaño en la RMG se determinaron 3 posibles especies, *O. cf. ovata*, *O. labens* y *O. marinus*. Sin embargo, las células de morfotipo mediano, debido a que se solapan con las células pequeñas pueden corresponder a otra especie, no siendo posible una identificación

acertada. En la RMGSF las mediciones celulares reportaron que se encuentra dentro de los rangos reportados para *O. cf. Ovata* (David et al., 2013), resultados similares a los obtenidos en esta zona por Carnicer et al. (2016) en el mismo punto de muestreo, que mediante ensayos hemolíticos se comprobó que esta especie no era tóxica, detectando una ausencia de PLTXs a través cromatografía líquida-espectrometría de masas. Por lo tanto, se podría suponer que la especie encontrada en nuestro estudio corresponde a *O. cf. ovata* y no es tóxica. Sin embargo, no se puede descartar la toxicidad de esta especie, puesto que se ha demostrado que algunas de estas cepas resultan ser tóxicas y otras. Pues según los episodios del Mediterráneo que hemos mencionado anteriormente resulta ser tóxica. Sin embargo, en otros lugares como la Isla Reunión (Carnicer, 2014; Carnicer et al., 2015), Japón (Sato et al., 2011), las cepas analizadas no presentaron toxicidad.

No obstante, cabe recalcar que existen 9 especies de pertenecientes al género *Ostreopsis*, de las cuales cinco de ellas son tóxicas (Carnicer et al., 2015). Se identificó el registro de una nueva especie *O. fattorussoi sp. Nov.* reportada en Chipre, Líbano, y en las costas mediterráneas (Accoroni et al., 2016). Siendo esta una de las especies más pequeñas reportadas para este género junto con *O. ovata.*, comprobándose que también produce OVTx-a, isómeros estructuras OVTx-d y OVTx-e y PLTx isobárica, siendo estos los dos únicos taxones que sintetizan estas toxinas (Accoroni et al., 2016), las cuales pueden generar graves episodios tóxicos en las zonas mencionadas. No obstante, ciertas especies de este género no son tóxicas, dependiendo en ciertas ocasiones de su distribución geográfica (Carnicer et al., 2016).

Las altas tasas de ocurrencia de blooms, y la incidencia de brotes de intoxicación debido al aparente incremento de toxinas marinas a lo largo de las cuatro últimas décadas han dado lugar a una situación alarmante en todo el mundo (Vila et al., 2016). Aunque en la actualidad se ha sostenido que existe una relación causal entre la eutrofización y la presencia de los FAN, también deben tomarse en cuenta otras alteraciones ambientales de origen antropogénico. Tal es el caso del calentamiento global. Este suceso conlleva la formación de masas de agua superficiales de mayor estabilidad, donde aquellos microorganismos capaces de soportar altas dosis diarias de radiación solar como consecuencia de la disminución de la capa de ozono, se ven más favorecidos (Hernández-Roa, 2014).

Sumado a esto, la estimulación de la fotosíntesis, a causa del incremento de la presión parcial de CO₂ en la atmósfera, la acidificación oceánica, el descenso del pH, las altas temperaturas, que según el informe del IPCC es probable que para fines del siglo XXI, se incremente en 1,5 °C a la del período entre 1850-1900, modifican la dinámica poblacional de estos microorganismos, alterando su metabolismo y estimulando su crecimiento (González-González, 2014). Aunque aún no se ha aclarado si los floramientos de microalgas tóxicas están relacionados de manera directa con el cambio climático, hay que tomar en cuenta que estos cambios que se producen en el mar ya sea en sus corrientes o intensidad de las olas. A causa del cambio climático pueden afectar de forma indirecta en la abundancia y distribución de especies bentónicas (Hernández-Roa, 2014).

Debido a la gran problemática socio-ambiental reportada a lo largo de todo el mundo, el estudio sobre la presencia de estos microorganismos y su amplia distribución, tanto en latitudes tropicales

como templadas, hace suponer que los océanos se encuentran atravesando un proceso de tropicalización (A. Almazán-Becerril et al., 2012). Sigue incrementándose el número de investigaciones científicas sobre la existencia de nuevas especies, o incluso la potencial toxicidad de estas microalgas que anteriormente no eran consideradas como nocivas. Todos estos factores hacen necesaria la implementación de planes de evaluación y monitoreo permanentes, que permitan controlar y minimizar el riesgo hacia la salud pública, los ecosistemas marinos, y sobre aspectos sociales y económicos.

Debido a su posición geográfica privilegiada, y las características climatológicas y oceanográficas que poseen, constituyen lugares claves para el planteamiento de esta investigación, aportando nuevos conocimientos respecto a la presencia, distribución y potencial toxicidad de estas especies. Constituirá la línea base científica fundamental para la implementación de futuros proyectos y planes de monitoreos ecológicos de conservación, que permitan identificar y evaluar los posibles riesgos ambientales a los que el ecosistema marino, la población nativa y los turistas se exponen debido a la presencia de los mencionados microorganismos.

Conclusiones

En los análisis realizados en la RMG, se identificó la presencia de *Ostreopsis*, *Prorocentrum*, *Gambierdiscus*, *Amphidinium* y *Coolia*. Mientras que en la RMGSF se detectó únicamente *Ostreopsis* y *Prorocentrum*, este último en abundancias relativamente bajas. Esta diferencia en la diversidad de microalgas, en ambas zonas, se debe probablemente a las características geográficas, oceanográficas y climatológicas

de la RMG, que la hacen un lugar clave para el desarrollo de estos microorganismos.

Los registros de la cuantificación en la RMG evidenciaron que el género dominante fue *Ostreopsis*, presentando la mayor abundancia celular con $1,33 \times 10^5$ cél. g. macroalga⁻¹. Por el contrario, en la RMGSF se presentaron bajas concentraciones. Tendencia que posiblemente se relacione con los cambios abruptos en las condiciones ambientales a lo largo del año, principalmente en época de verano, cuando los patrones estacionales de temperatura presentan grandes fluctuaciones.

Según el análisis morfológico realizado a través de mediciones celulares al dinoflagelado *Ostreopsis* sp., en la RMG se identificaron 3 posibles especies: *O. cf. ovata*, *O. labens* y *O. marinus*. Estas encajan dentro del rango de tamaño reportado, sin descartarse la producción de toxinas por parte de éstas a la espera de estudios de toxicidad. En la RMGSF solo se identificó una posible especie de pequeño tamaño en forma de lágrima, pudiendo corresponder a *O. cf. ovata*, la cual pudiera no ser tóxica.

La presencia de especies potencialmente tóxicas en ambas reservas marinas evidencia la importancia de la implementación de monitoreos para estudiar en profundidad el posible riesgo que pudieran representar a la flora y fauna marina y a la salud humana.

Referencias

- Accoroni, S., Romagnoli, T., Penna, A., Capellacci, S., Ciminiello, P., Dell'Aversano, C., ... Totti, C. (2016). *Ostreopsis fattorussoi* sp. nov. (Dinophyceae), a new benthic toxic *Ostreopsis* species from the eastern Mediterranean Sea. *Journal of Phycology*, *52*(6), 1064–1084. <https://doi.org/10.1111/jpy.12464>
- Almazán-Becerril, A., Escobar-Morales, S., Rosiles-González, G., & Valadez, F. (2015). Benthic-epiphytic dinoflagellates from the northern portion of the Mesoamerican Reef System. *Botanica Marina*, *58*(2), 115–128. <https://doi.org/10.1515/bot-2014-0093>
- Almazán-Becerril, A., Rosiles-González, G., Escobar-Morales, S., Rodríguez-Palacios, M., & Hernández-Becerril, D. (2012). Dinoflagelados bentónicos del Arrecife Mesoamericano : Caribe Mexicano. *Centro de Investigación Científica de Yucatán. Unidad de Ciencias Del Agua. Informe Final SNIB-CONABIO*, 24.
- Bagnis, R., Bennett, J., Prieur, C., & Legrand, A. M. (1985). The dynamics of three toxic benthic dinoflagellates and the toxicity of ciguateric surgeonfish in French Polynesia. *Toxic Dinoflagellates. Elsevier, New York*, 177–182.
- Band-Schmidt, C. J., Bustillos-Guzmán, J. J., López-Cortés, D. J., Núñez-Vázquez, E., & Hernández-Sandoval, F. E. (2011). El estado actual del estudio de florecimientos algales nocivos en México. *Hidrobiológica*, *21*(3), 381–413. <https://doi.org/10.4067/S0717-66432002000200006>
- Berdalet, E., Tester, P. A., Chinain, M., Fraga, S., Lemée, R., Litaker, W., ... Zingone, A. (2017). Harmful Algal Blooms in Benthic Systems: Recent Progress and Future Research. *Oceanography*, *30*(1), 36–45. <https://doi.org/10.5670/oceanog.2017.108>
- Bossano, M., & Torres, C. (2015). Propuesta de Ordenamiento Territorial Ecológico en el recinto

Estero de Plátano utilizando técnicas de geo-información. (Tesis de grado). *Pontificia Universidad Católica Del Ecuador Sede Esmeraldas*, Esmeraldas, Ecuador. Retrieved from [http://repositorio.pucese.edu.ec/bitstream/123456789/378/1/BOSSANO MARTHA CRISTINA.pdf](http://repositorio.pucese.edu.ec/bitstream/123456789/378/1/BOSSANO_MARTHA_CRISTINA.pdf)

Bravo, I., Vila, M., Casabianca, S., Rodriguez, F., Rial, P., Riobó, P., & Penna, A. (2012). Life cycle stages of the benthic palytoxin-producing dinoflagellate *Ostreopsis cf. ovata* (Dinophyceae). *Harmful Algae*, *18*, 24–34. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.hal.2012.04.001>

Carnicer, O. (2014). Spatio-temporal distribution, physiological characterization and toxicity of the marine dinoflagellate *Ostreopsis* (Schmidt) from a temperate area, the Ebre Delta. Phylogenetic variability in comparison with a tropical area, Reunion Island. (Tesis doctoral. *Universidad de Barcelona*, Barcelona, España.

Carnicer, O., García-Altres, M., Andree, K. B., Diogène, J., & Fernández-Tejedor, M. (2016). First evidence of *Ostreopsis cf. ovata* in the eastern tropical Pacific Ocean, Ecuadorian coast. *Botánica Marina*, *59*(4), 267–274. <https://doi.org/10.1515/bot-2016-0022>

Carnicer, O., Guallar, C., Andree, K. B., Diogène, J., & Fernández-Tejedor, M. (2015). *Ostreopsis cf. ovata* dynamics in the NW Mediterranean Sea in relation to biotic and abiotic factors. *Environmental Research*, *143*, 89–99. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2015.08.023>

Carnicer, O., Tunin-Ley, A., Andree, K. B., Turquet, J., Diogène, J., & Fernández-Tejedor, M. (2015). Contribution to the Genus *Ostreopsis* in Reunion Island (Indian Ocean): Molecular, Morphologic and Toxicity Characterization. *Cryptogamie, Algologie*, *36*(1), 101–119. <https://doi.org/10.7872/crya.v36.iss1.2015.101>

Carrasco, A. (2009). Promoción de un manejo integral de la zona marina con la terrestre del

Área Galera-San Francisco. (Tesis de grado). *Universidad San Francisco de Quito*, Quito, Ecuador.

David, H., Laza-Martínez, A., Miguel, I., & Orive, E. (2013). *Ostreopsis* cf. *siamensis* and *Ostreopsis* cf. *ovata* from the Atlantic Iberian Peninsula: Morphological and phylogenetic characterization. *Harmful Algae*, 30, 44–55. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2013.08.006>

De Monpezat, A. (2009). Mise en place d ' un protocole de surveillance et d ' intervention pour prévenir l ' apparition de cas humains liés à la présence d ' *Ostreopsis*. *EHESP*.

Delgado-Miranda, G. (2005). Dinoflagelados bentónicos tóxicos asociados a la ciguatera: abundancia, toxicidad y relación con los factores ambientales en un área de litoral noroccidental de Cuba. (Tesis Doctoral). *Universidad de La Habana*, La Habana, Cuba.

Díaz-Freire, P., Casafont Vidal, E., & Clive, W. (2015). *Fundación Charles Darwin: Informe Anual 2015. Edición Especial*. <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>

Dirección del Parque Nacional Galápagos. (2014). Plan de manejo de las Áreas Protegidas de Galápagos para el Buen Vivir. *Puerto Ayora, Galápagos, Ecuador.*, 209.

Field-Cortazares, J., Calderón-Campos, R., & Rábago-López, G. (2008). Intoxicación por Ciguatera. *Boletín Clínico Hospital Infantil Del Estado de Sonora*, 25(2), 95–98.

Fukuyo, Y. (1981). Taxonomical Study on Benthic Dinoflagellates Collected in Coral Reefs. *Nippon Suisan Gakkaishi*, 47(8), 967–978. <https://doi.org/10.2331/suisan.47.967>

García-Altare, M., Tartaglione, L., Dell'Aversano, C., Carnicer, O., De La Iglesia, P., Forino, M., ... Ciminiello, P. (2015). The novel ovatoxin-g and isobaric palytoxin (so far referred to as putative palytoxin) from *Ostreopsis* cf. *ovata* (NW Mediterranean Sea): Structural insights by LC-high resolution MSⁿ. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 407(4), 1191–1204. <https://doi.org/10.1007/s00216-014-8338-y>

- Gómez-Luna, L. M. (2007). Microalgas : Aspectos Ecológicos Y. *Revista Cubana de Química*, 19(2), 3–20. <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>
- González-González, R. (2014). Mecanismos genéticos de adaptación de microalgas al cambio ambiental brusco: extinciones masivas y antropoceno. (Tesis doctoral). *Universidad Complutense de Madrid*, Madrid, España.
- Hernández-Pérez, A., & Labbé, J. I. (2014). Microalgas, cultivo y beneficios. *Revista de Biología Marina Y Oceanografía*, 49(2), 157–173. <https://doi.org/10.4067/S0718-19572014000200001>
- Hernández-Roa, H. (2014). Efectos del fenómeno de El Niño como factor condicionante de las floraciones algales en el embalse El Hato, Municipio de Carmen de Carupa (Cundinamarca, Colombia). (Tesis Magistral). *Universidad Jorge Tadeo Lozano*, Bogotá, Colombia.
- Herrera-Sepúlveda, A., Sierra-Beltrán, A., & Hernández-Saavedra, N. (2008). Floraciones Algales Nocivas: Perspectivas y Estrategias Biotecnológicas Para Su Detección. *Centro de Invetsigaciones Biotecnológicas Del Noroeste*, 12(1), 23–40.
- INOCAR (Instituto Oceanográfico de la Armada). (2011). Capítulo VI: Islas Galápagos. In *Derrotero de la Costa Continental e Insular del Ecuador* (6ta ed, pp. 158–209). Guayaquil. Retrieved from http://www.inocar.mil.ec/docs/derrotero/derrotero_cap_VI.pdf
- Lara-Lara, J. R., Arenas-Fuentes, V., Bazán-Guzmán, C., Díaz-Castañeda, V., Escobar-Briones, E., De la Cruz-García, M., ... Valdez-Holguín, E. J. (2008). Los ecosistemas marinos. *Capital Natural de México: Conocimiento Actual de La Biodiversidad CONABIO*, 1, 135–159. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2012.09.036>
- Mancera Pineda, J. E., Gavio, B., & Arencibia Carballo, G. (2010). Floraciones Algales Nocivas, Intoxicacion por Microalgas e Impactos en el Desarrollo Regional: El Caso de San Andres

Isla, Caribe Colombiano. *Cuadernos Del Caribe*, 13, 46–62.

- Medina-Jasso, A., Piña-Valdez, P., Nieves-Soto, M., Arzola-González, J. F., & Guerrero-Ibarra María. (2012). La importancia de las Microalgas. *CONABIO. Biodiversitas*, (103), 1–5.
- Mier, J., Suárez, T., Castro-Georgana, V., Mayor-Nucamendi, H. ., & Brito-López, J. A. (2006). Florecimientos algales en Tabasco. *Salud En Tabasco*, 12(1), 414–422.
- Mohammad-Noor, N., Al-Has, A., Saad, S., & Aung, T. (2016). Comparison on the cell abundance of benthic dinoflagellates in macrophytes and water column collected from open coastal waters and semi-enclosed lagoon. *Sains Malaysiana*, 45(4), 595–599.
- Munday, R. (2011). Palytoxin toxicology: animal studies. *Toxicon*, 57(3), 470–477.
- Okolodkov, Y. B., Merino-Virgilio, F. D. C., Aké-Castillo, J. A., Aguilar-Trujillo, A. C., Espinosa-Matías, S., & Herrera-Silveira, J. A. (2014). Seasonal Changes in Epiphytic dinoflagellate Assemblages near the Northern Coast of the Yucatán Peninsula, Gulf of Mexico. *Acta Botanica Mexicana*, 107, 121–151.
- Oliva-Martínez, M. G., Godínez-Ortega, J. L., & Zuñiga-Ramos, C. A. (2014). Biodiversidad del fitoplancton de aguas continentales en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, (85), 54–61. <https://doi.org/10.7550/rmb.32706>
- Parsons, M. L., & Preskitt, L. B. (2007). A survey of epiphytic dinoflagellates from the coastal waters of the island of Hawai'i. *Harmful Algae*, 6(5), 658–669. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2007.01.001>
- Parsons, M. L., Settlemier, C. J., & Ballauer, J. M. (2011). An examination of the epiphytic nature of *Gambierdiscus toxicus*, a dinoflagellate involved in ciguatera fish poisoning. *Harmful Algae*, 10(6), 598–605. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2011.04.011>

- Pech-Pool, D., & Ardisson-Herrera, P. L. (2010). Comunidades acuáticas: Diversidad en el bentos marino-costero. In *Biodiversidad Marina y Costera de México. Ecosistemas y Comunidades* (pp. 144–146).
- Pezzolesi, L., Guerrini, F., Ciminiello, P., Dell'Aversano, C., Iacovo, E. Dello, Fattorusso, E., ... Pistocchi, R. (2012). Influence of temperature and salinity on *Ostreopsis cf. ovata* growth and evaluation of toxin content through HR LC-MS and biological assays. *Water Research*, 46(1), 82–92. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.10.029>
- Piu-Guime, M. (2000). La Reserva Marina de Galápagos. *Informe Galápagos 1999-2000*, 8–14.
- Quintana, H., & Mercado-Gómez, J. (2017). Composición de dinoflagelados epífitos y forófitos en la Costa norte del golfo de Morrosquillo , Sucre , Colombia. *Revista Colombiana de Ciencia Animal*, 9(2), 129–140.
- Ramírez, A. (2017). Caracterización de la comunidad de microalgas epi-bentónicas de la Reserva Marina Galera San Francisco. (Tesis de grado). *Pontificia Universidad Católica Del Ecuador Sede Esmeraldas*, Ecuador.
- Reglamento (CE) N° 853/2004 del Parlamento Europeo y del Consejo. (2004). Normas específicas de higiene de los alimentos de origen animal. *Diario Oficial de La Unión Europea*, L39, 55–205.
- Rhodes, L., Smith, K. F., Munday, R., Selwood, A. I., McNabb, P. S., Holland, P. T., & Bottein, M. Y. (2010). Toxic dinoflagellates (Dinophyceae) from Rarotonga, Cook Islands. *Toxicon*, 56(5), 751–758. <https://doi.org/10.1016/j.toxicon.2009.05.017>
- Rhodes, L., Towers, N., Briggs, L., Munday, R., & Adamson, J. (2002). Uptake of palytoxin-like compounds by shellfish fed *Ostreopsis siamensis* (Dinophyceae). *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 36(3), 631–636.

<https://doi.org/10.1080/00288330.2002.9517118>

Ruiz Gómez, A. (2016). Composición y abundancia de especies de dinoflagelados asociados a praderas de pastos marinos y macroalgas en la isla de Barú, durante diferentes periodos climáticos. (Tesis magistral). *Universidad Nacional de Colombia*, Bogotá, Colombia. Retrieved from <http://www.bdigital.unal.edu.co/55022/>

Sato, S., Nishimura, T., Uehara, K., Sakanari, H., Tawong, W., Hariganeya, N., ... Adachi, M. (2011). Phylogeography of *Ostreopsis* along west Pacific coast, with special reference to a novel clade from Japan. *Plos One*, *6*(12), e27983. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0027983>

Scalco, E., Brunet, C., Marino, F., Rossi, R., Soprano, V., Zingone, A., & Montresor, M. (2012). Growth and toxicity responses of Mediterranean *Ostreopsis* cf. *ovata* to seasonal irradiance and temperature conditions. *Harmful Algae*, *17*, 25–34. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2012.02.008>

Selina, M. S., Morozova, T. V., Vyshkvartsev, D. I., & Orlova, T. Y. (2014). Seasonal dynamics and spatial distribution of epiphytic dinoflagellates in Peter the Great Bay (Sea of Japan) with special emphasis on *Ostreopsis* species. *Harmful Algae*, *32*, 1–10. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2013.11.005>

Skinner, M. P., Lewis, R. J., & Morton, S. (2013). Ecology of the ciguatera causing dinoflagellates from the Northern Great Barrier Reef: Changes in community distribution and coastal eutrophication. *Marine Pollution Bulletin*, *77*(1–2), 210–219. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.10.003>

Tapia, M. E. (2013). Composición y distribución del fitoplacton durante la prospección sísmica en la costa ecuatoriana, Diciembre de 2008. *Acta Oceanografica Del Pacífico. INOCAR*, *18*(1), 75–89.

- Tichadou, L., Glaizal, M., Armengaud, A., Grosseil, H., Lemée, R., Kantin, R., ... De Haro, L. (2010). Health impact of unicellular algae of the *Ostreopsis* genus blooms in the Mediterranean Sea: Experience of the French Mediterranean coast surveillance network from 2006 to 2009. *Clinical Toxicology*, *48*(8), 839–844. <https://doi.org/10.3109/15563650.2010.513687>
- Torres, G. (2015). Evaluación de Mareas Rojas durante 1968-2009 en Ecuador. *Acta Oceanográfica Del Pacífico*, *20*(1), 89–98.
- Utermöhl, H. (1958). Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. *Internationale Vereinigung Für Theoretische Und Angewandte Limnologie: Mitteilungen*, *9*(1), 1–38.
- Vila, M., Abós-Herràndiz, R., Isern-Fontanet, J., Àlvarez, J., & Berdalet, E. (2016). Establishing the link between *Ostreopsis* cf. *ovata* blooms and human health impacts using ecology and epidemiology. *Scientia Marina*, *80*(1), 107–115. <https://doi.org/10.3989/scimar.04395.08A>
- Vila, M., Garcés, E., & Masó, M. (2001). Potentially toxic epiphytic dinoflagellate assemblages on macroalgae in the NW Mediterranean. *Aquatic Microbial Ecology*, *26*(1), 51–60. <https://doi.org/10.3354/ame026051>
- Villanueva, F. (2005). Biogeografía y análisis retrospectivo de *Alexandrium catenella* (dinoflagellata) en la zona Austral de Chile. (Tesis de grado). *Universidad Austral de Chile*, Valdivia, Chile. Retrieved from <http://hdl.handle.net/1834/4917>
- Yasumoto, T., Fujimoto, K., Oshima, Y., Inoue, A., Ochi, T., Fukuyo, Y., ... Bagnis, R. (1980). Environmental studies on a toxic dinoflagellate responsible for ciguatera. *Bulletin of the Japanese Society of Scientific Fisheries (Japan)*, *46*, 1397–1404.