

Pontificia Universidad
Católica del Ecuador

SEDE
ESMERALDAS

ESCUELA DE GESTIÓN AMBIENTAL

TESIS DE GRADO

PRESENCIA DE DINOFLAGELADOS POTENCIALMENTE TÓXICOS EN LA RESERVA MARINA DE GALÁPAGOS

**PREVIO A LA OBTENCIÓN DE TÍTULO DE
INGENIERA EN GESTIÓN AMBIENTAL**

AUTORA

JOSSELYN BEATRIZ YÉPEZ RENDÓN

ASESORA

Ph.D. OLGA CARNICER CASTAÑO

Esmeraldas – 2018

Trabajo de tesis aprobado luego de haber dado cumplimiento a los requisitos exigidos por el reglamento de grado de la PUCESE previo a la obtención del título de INGENIERA EN GESTIÓN AMBIENTAL.

Presidente Tribunal de Graduación

Lector 1

PhD. Jorge Luis Velazco Vargas

Lector 2

PhD. Ignacio Carazo Ortega

PhD. Jorge Luis Velazco Vargas

Director de la Escuela de Gestión Ambiental

PhD. Olga Carnicer Castaño

Directora de Tesis

Esmeraldas,..... de..... de 2018

AUTORÍA

Yo, Josselyn Beatriz Yépez Rendón, declaro que la presente investigación enmarcada en el actual trabajo de tesis es absolutamente original, auténtica y personal.

En virtud que el contenido de esta investigación es de exclusiva responsabilidad legal y académica del autor y de la PUCESE.

Josselyn Beatriz Yépez Rendón

C.I. 085026661-0

AGRADECIMIENTOS

Este documento refleja el final de una etapa más de mi vida, un periodo universitario lleno de grandes enseñanzas, anécdotas, experiencias y aventuras imborrables, rodeado de personas maravillosas que me han permitido llegar hasta aquí. Por esto quiero agradecer a todos, quienes me han apoyado a lo largo de este proceso, pues me han ayudado a progresar.

Indiscutiblemente, en primer lugar, quiero agradecer a Dios por ser mi sustento día a día, por bendecir mi camino y permitir que todos mis planes y metas anheladas se hayan hecho realidad.

A mi compañera de vida, mi mejor amiga, mi madre Silvia, quien ha sido mi más grande motivación, mi apoyo incondicional, quien se ha sacrificado y ha hecho hasta lo imposible para que yo alcance mis sueños.

A mi padre, Wilson por contagiarme las ganas de luchar, de salir adelante y ser mejor persona, mujer y profesional día a día, en todo lo que me propongo.

A mi abuelita Anita, quien ha sido mi gran ejemplo de lucha y fortaleza para no rendirme ante las adversidades.

A mi hermana, Emily, quien es mi inspiración en cada paso que doy, gracias por permitirme ser un ejemplo para ti a lo largo de tu vida.

A mi novio Johan, por su paciencia, comprensión y amor, por ser mi motor y mi contención en momentos difíciles.

A mi tutora y amiga la PhD. Olga Carnicer, por haberme escogido como su pupila, por poner a mi disposición su tiempo y sus conocimientos, por guiarme y aconsejarme en el transcurso de mi tesis y especialmente por inculcar en mí el amor a la ciencia.

A mi profesor PhD. Jorge Velazco, por creer en mi potencial desde el primer día, por ser un libro abierto ante mis inquietudes y por dedicarle su tiempo a la revisión de mi tesis.

A mi lector PhD. Ignacio Carazo, por el esmero y la dedicación otorgada a la lectura exhaustiva de mi tesis, por los consejos y la motivación para mejorarla.

A mi profesor Mgtr. Eduardo Rebolledo por brindarme sus enseñanzas sobre el mundo de la oceanografía y microalgas marinas y por poner a mi disposición los equipamientos necesarios para la ejecución de los muestreos.

A la Estación Científica Charles Darwin y al conjunto de investigadores que la conforman, en especial, a la Ph.D. Inti Keith, que nos apoyó y colaboró en todo el periodo de muestreo en Galápagos, además de hacer nuestra estancia muy agradable.

A todos los profesores de la Escuela de Gestión Ambiental de la PUCESE, que durante toda mi carrera profesional han aportado con sus conocimientos a mi formación académica.

A todos mis compañeros y amigos por el ánimo, apoyo y por hacer más alegre mi estadía en la universidad. Gracias a todos por formar parte de mi vida, por haber aportado con un granito de arena, me siento bendecida por haber contado con su compañía.

DEDICATORIA

A mi madre y mi hermana, los pilares fundamentales de mi vida, mis ganas de luchar y ser mejor cada día, mi alegría y mi vida entera. Todos mis esfuerzos y logros son por ustedes y para ustedes.

A mi abuelitas Anita y Beatriz, por apoyarme en cada momento, por sus consejos y su sabiduría y porque siempre anhelaron que cumpliera esta meta que se está haciendo realidad.

A mi novio, el amor de mi vida y mi gran amigo, por estar siempre a mi lado en las buenas y en las malas, por amarme y protegerme y porque me haces querer un futuro mejor para los dos.

A mis dos viejitos que desde el cielo me ven Arcenia Gaspar y Marco Rendón, se me adelantaron, pero estoy segura de que desde arriba, me bendicen y me apoyan en cada paso que doy.

ÍNDICE DE CONTENIDO

AUTORÍA	ii
AGRADECIMIENTOS	iii
DEDICATORIA	v
ABREVIATURAS.....	viii
INDICE DE FIGURAS	x
INDICE DE TABLAS	xi
RESUMEN	xi
ABSTRACT.....	xiii
INTRODUCCIÓN	1
Presentación del Tema de Investigación	1
Planteamiento del Problema	2
Justificación	3
Objetivos	4
Objetivo General	4
Objetivos Específicos	5
CAPÍTULO I: MARCO TEÓRICO	5
Bases Teóricas y Científicas	5
Antecedentes	12
Marco Legal	17
CAPÍTULO II: MATERIALES Y MÉTODOS	21
Área de Estudio	21
Distribución de los sitios de muestreo y recolección de muestras	22
Comunidad Epi-bentónica	22
Comunidad Fitoplanctónica.....	25
Análisis Físicoquímico del Agua	27
Análisis de Laboratorio	27
Identificación, cuantificación de dinoflagelados epi-bentónicos potencialmente tóxicos y medición de células del género <i>Ostreopsis</i>	28
Identificación de dinoflagelados fitoplanctónicos y potencialmente tóxicos	29
CAPÍTULO III: RESULTADOS.....	31
Comunidad epi-bentónica	31

Parámetros fisicoquímicos de superficie	31
Composición de dinoflagelados epi-bentónicos potencialmente tóxicos	32
Abundancia de géneros de dinoflagelados epi-bentónicos potencialmente tóxicos	32
Tamaño celular del género <i>Ostreopsis</i> en los puntos de muestreo	34
Comunidad Fitoplanctónica	35
Parámetros fisicoquímicos de la columna de agua (30 metros)	35
Composición de especies fitoplanctónicas	41
Identificación de especies potencialmente tóxicas	41
CAPÍTULO IV: DISCUSIÓN	60
Comunidad Epi-bentónica.....	60
Comunidad Fitoplanctónica	66
CAPÍTULO V: CONCLUSIONES	76
CAPÍTULO VI: RECOMENDACIONES	77
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	79
ANEXOS	100

ABREVIATURAS

%: Porcentaje

$\mu\text{g.g}^{-1}$: microgramos por gramos

$\mu\text{g.kg}^{-1}$: microgramos por kilogramos

$\mu\text{g.l}^{-1}$: microgramos por litro

μm : micrómetros

$\mu\text{s.cm}^{-1}$: microsiemens por centímetro

$^{\circ}\text{C}$: Grados Celsius

A: Ancho celular

AO: Ácido okadaico

ASP: Envenenamiento amnésico por mariscos

ASTS: Agua Subtropical Superficial

CE: Consejo Europeo

$\text{cél.g macroalga}^{-1}$: Células por gramos de peso húmedo de macroalgas

cél.g^{-1} : Células por gramos

cél.l^{-1} : Células por litros

cél.ml^{-1} : Células por mililitros

cél.mm^{-2} : Células por milímetros al cuadrado

CGTXs: Ciguatoxinas

CO_2 : Dióxido de Carbono

DSP: Envenenamiento diarreico por mariscos

DTX: Dinophysistoxinas

DV: Diámetro dorsoventral de la célula

ECCD: Estación Científica Charles Darwin

EFSA: Autoridad Europea de Seguridad Alimentaria

FAN: Floraciones algales nocivas

INOCAR: Instituto oceanográfico de la Armada

LC-MS: Espectrometría de masas por Cromatografía Líquida

mcg.g⁻¹: microgramo por gramos

mg.l⁻¹: microgramo por litro

ml: miligramo

NSP: Envenenamiento neurotóxico

O²: Oxígeno molecular

OTX: Ostreotoxina

OVTX: Ovatoxina

PLTXs: Palitoxina

PPC: Envenenamiento ciguatérico

ppm: Partes por millón

PSP: Envenenamiento paralítico por mariscos

PTX: Pectenotoxina

RMG: Reserva Marina de Galápagos

SAT: Sistema de Alerta Temprana

STX: Saxitoxina

TULSMA: Texto Unificado de Legislación Secundaria de Medio Ambiente

UE: Unión Europea

YTX: Yesotoxina

INDICE DE FIGURAS

Figura 1. Dibujos lineales de las nueve especies de <i>Ostreopsis</i> descritas en una vista apical (superior) e hipotecal (inferior)	12
Figura 2. Área de Estudio: Ubicación de las Estaciones y Puntos de Muestreo	24
Figura 3. Histograma de frecuencia de la abundancia del género <i>Ostreopsis</i> respecto a los tamaños observados, n=288	34
Figura 4. Morfología del morfotipo a) pequeño b) mediano c) grande identificados en muestras de campo	35
Figura 5. Parámetros físicoquímicos de la Isla Pinzón	37
Figura 6. Parámetros físicoquímicos de la Isla Santa Cruz.....	38
Figura 7. Parámetros físicoquímicos de la Isla Santa Fé.....	39
Figura 8. Parámetros físico-químicos de la Isla Seymour	40
Figura 9. Número de especies potencialmente tóxicas por género de dinoflagelado fitoplanctónico	59

INDICE DE TABLAS

Tabla 1. Clasificación de las toxinas marinas vinculadas a síndromes de intoxicación por mariscos y los mecanismos de acción	9
Tabla 2. Georeferenciación de los puntos de muestreo de la comunidad epi-bentónica	22
Tabla 3. Georeferenciación de los puntos de muestreo a un gradiente de 2, 5 y 10 millas	25
Tabla 4. Parámetros físico-químicos del agua de mar en las estaciones de muestreo ...	31
Tabla 5. Abundancia (cel. g macroalga ⁻¹ / cel.mm ⁻²) y distribución de dinoflagelados potencialmente tóxicos por estaciones de muestreo y por género de sustrato	33
Tabla 6. Frecuencia de Ocurrencia de especies en las estaciones y puntos de muestreo	43

RESUMEN

Las microalgas marinas poseen un gran valor ecológica, entre éstas se distinguen las epi-bentónicas que habitan adheridas al sustrato marino o sobre macroalgas y las fitoplanctónicas que se encuentran suspendidas en la columna de agua. Algunas especies de dinoflagelados son productores de toxinas, lo cual representa una amenaza contra los ecosistemas marinos y la salud pública. La Reserva Marina de Galápagos es conocida por su única biodiversidad y alto nivel de endemismo, sin embargo, existen escasos estudios de fitoplancton marino. Por tal motivo, el objetivo de este estudio fue caracterizar la comunidad de dinoflagelados epi-bentónicos y fitoplanctónicos presentes en la Reserva Marina de Galápagos. Para el estudio de los microorganismos bentónicos se procedió a la recolección de 20 muestras de macroalgas verdes y pardas y otros sustratos en tres Bahías de la Reserva durante el mes de abril del 2017. Por otro lado, la determinación de la presencia de la comunidad fitoplanctónica se llevó a cabo mediante arrastres verticales integrados de la columna de agua a 30 metros de profundidad en cuatro islas de la Reserva en los puntos cardinales a diferentes gradientes de distancia de la costa (2,5 y 10 millas). En cuanto a los resultados obtenidos entre las microalgas bentónicas se determinó la presencia de 5 géneros potencialmente tóxicos siendo *Ostreopsis* sp el que presentó las concentraciones más elevadas ($1,47 \times 10^5$ cél.g macroalga⁻¹). Respecto al análisis morfológico a través de mediciones celulares del género *Ostreopsis* sp. se identificaron tres posibles especies, siendo la de menor tamaño probablemente *O. cf. ovata*. Entre los dinoflagelados fitoplanctónicos potencialmente tóxicos se registraron 26 taxones distribuidos en 13 géneros, siendo *Dinophysis*, *Phalacroma* y *Prorocentrum* los más representativos. Los parámetros fisicoquímicos del agua donde se detectaron estas microalgas presentaron temperaturas superficiales del mar que varían entre 28-29°C, de fondo 20,41-24,76 °C con marcadas estratificaciones térmicas principalmente a 5-10 millas en la zona noroccidental, con salinidades entre 34-35 ppm y con niveles de pH superior a 8. La presencia de estos dinoflagelados potencialmente tóxicos en la región insular del Ecuador hace necesario la elaboración de planes de monitoreos ecológicos de conservación que permitan identificar y evaluar los posibles riesgos ambientales a los que el ecosistema marino, la población ecuatoriana y los turistas se puedan exponer debido a la presencia de mencionados organismos.

ABSTRACT

The marine microalgae have a great ecological value, among them the epi-benthic ones that have adhered to the marine substrate or on the macroalgae and the phytoplanktons that are suspended in the water column. Some species of dinoflagellates are producers of toxins, posing a threat to marine ecosystems and public health. The Galapagos Marine Reserve (RMG) is known by its unique biodiversity and high level of endemism, however, there are few studies of marine phytoplankton. For this reason, the objective of this study was to distinguish the community of epi-benthic dinoflagellates and phytoplankton present in the GMR. To the study of benthic microorganisms, the collection of 20 samples of green and brown macroalgae and others in their three bays of the RMG was processed during the month of April 2017. On the other hand, determination of the presence of the phytoplankton community was carried out by integrated vertical dragging of the water column at 30 meters depth on four islands of the RMG at the cardinal points onto different gradients away from the coast (2.5 and 10 miles). Regarding results obtained among the benthic microalgae, the presence of 5 toxic suspect genera was determined, being *Ostreopsis* the one that presented the highest concentrations (1.47×10^5 cel.g macroalga⁻¹). Regarding the morphological analysis through cellular measurements of the genus *Ostreopsis* sp. three possible species were identified, the smallest being probably *O. cf. ovata* among the potentially toxic phytoplankton dinoflagellates, 26 taxa distributed in 13 genera were recorded, *Dinophysis*, *Phalacroma* and *Prorocentrum* being the most representative. The physicochemical parameters of the water where detect these microalgae present sea surface temperatures between 28-29 °C, background temperatures 0,41-24,76 ° C. Thermal stratified markings mainly at 5-10 miles in the north-western zone. Salinity, between 34-35 ppt and pH levels above 8. The presence of these toxic dinoflagellates in the insular region of Ecuador makes it necessary to prepare plans for ecological conservation monitors that need to be identified and to evaluate the possible environmental risks to which the marine ecosystem, the Ecuadorian population and tourists can be exposed to presence of mentioned organism.

INTRODUCCIÓN

Presentación del Tema de Investigación

Las microalgas son organismos unicelulares que desempeñan un papel fundamental como productores primarios presentando características fotosintéticas, heterotróficas y parásitas, cuyos hábitos ecológicos les permiten desarrollarse en diversos ecosistemas acuáticos (Almazán-Becerril et al., 2012). Pese a ello, diversas especies de microalgas, debido a que habitan en ambientes dinámicos, bajo cambios favorables en las condiciones ambientales, pueden crecer desmesuradamente dando lugar a grandes proliferaciones denominadas "blooms" o florecimientos algales nocivos (FAN) (Herrera-Sepúlveda et al., 2008). Existen diversos factores que favorecen el incremento en la concentración de microalgas, entre los cuales se encuentran los procesos naturales como la eutrofización, debido al aumento de los niveles de nutrientes en ambientes acuáticos, y los constantes cambios en la hidrodinámica del agua (Mier et al., 2006). Adicionalmente, procesos antropogénicos como el cambio climático, descarga de aguas residuales y transporte de agua de lastre contribuyen en gran medida a la formación de estos eventos (Mancera-Pineda, et al., 2010).

En las últimas décadas, la atención de la comunidad científica se ha enfocado particularmente en los FAN debido al gran impacto que generan sobre los ecosistemas marinos. Producen un efecto adverso en la salud pública, disminución del turismo y pérdidas económicas, principalmente en las actividades pesqueras y acuícolas (Mier et al., 2006). Un gran número de especies de microalgas son las responsables de la generación de las proliferaciones algales nocivas, entre éstas tenemos a las diatomeas, las cianobacterias y principalmente destacan el grupo de los dinoflagelados, ya que son los que generan mayores problemas ambientales, sociales y económicos debido a que dan lugar a afloramientos algales más frecuentes y persistentes (Belardi, 2008).

De acuerdo a Meave del Castillo et al. (2012) se han identificado alrededor de 300 especies nocivas de fitoplancton marino, de las cuales 40, principalmente dinoflagelados, son capaces de producir las toxinas no proteicas más potentes descritas en la naturaleza hasta el momento. Sin embargo, existen especies de microalgas que pueden resultar ser tóxicas en bajas concentraciones sin necesidad de llegar a constituir

un FAN (Peraza-Escarrá & Moreira-González, 2012). Las toxinas sintetizadas por estos microorganismos son las responsables de producir graves enfermedades en los seres humanos, transferidas principalmente por el consumo de moluscos filtradores, crustáceos y de peces, que a través de la cadena trófica han ingerido microalgas productoras de toxinas paralíticas (PSP), diarreicas (DSP), amnésicas (ASP), palitoxinas (PLTXs) y ciguatoxinas (CGTXs) llegando a provocar incluso hasta la muerte (Delgado-Miranda, 2005; Llyod et al., 2013). Como consecuencia de la gran problemática ambiental y socio-económica generada por la presencia de microalgas tóxicas en el medio acuático, en Europa se han creado los Reglamentos (CE) N° 854/2004 y 2074/2005, los cuales disponen de una normativa sobre el control de productos de origen animal destinados al consumo humano. En ellos se estipulan métodos biológicos y sintéticos para la detección de biotoxinas, además de períodos de monitoreos regulados mediante programas de vigilancia. Por el contrario, 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 Reserva Marina de Galápagos (RMG), área de estudio de esta investigación, pese a ser una zona destinada a la ciencia y conservación debido a la gran biodiversidad y al auge turístico que posee, no se han realizado investigaciones al respecto (Piu-Guime, 2000). Por tal motivo, la RMG constituye un lugar favorable para la ejecución de este estudio cuyo objetivo radica en la identificación y cuantificación de dinoflagelados potencialmente tóxicos en cuatro Islas del Archipiélago (Santa Fe, Santa Cruz, Seymour y Pinzón). Este proyecto contribuiría con nuevos conocimientos científicos constituyendo un registro referencial importante para la elaboración de futuras investigaciones estratégicas que permitan evaluar el riesgo ambiental y promuevan la conservación y el turismo dentro de la Reserva.

Planteamiento del Problema

¿Hay presencia de dinoflagelados potencialmente tóxicos en la Reserva Marina de Galápagos?

Justificación

A nivel mundial, las investigaciones sobre microalgas potencialmente tóxicas se han convertido en el foco de atención para la comunidad científica debido a los efectos nocivos que éstas han generado en diversos ecosistemas marinos y en la salud de los seres humanos (Herrera-Sepúlveda et al., 2008). Sin embargo, existe una información bastante limitada acerca de la dinámica biogeográfica de estas especies a lo largo de la costa del Pacífico de América del Sur. En este ámbito se ha reportado un estudio de microalgas epi-bentónicas en las costas ecuatorianas (Carnicer et al., 2016). Además de monitoreos realizados por el Instituto oceanográfico de la Armada (INOCAR) sobre mareas rojas y distribución del fitoplancton en la columna de agua a lo largo del litoral (Gladys Torres, 2015) y la región insular del Ecuador (Gladys Torres & Tapia, 2000). Por esta razón, debido a los escasos datos científicos a cerca del potencial tóxico de estas especies resulta necesario incrementar la información sobre la presencia de estas microalgas y los posibles riesgos ambientales en las redes alimentarias costeras y la salud pública.

En la actualidad, un suceso que atenta contra la biodiversidad de la RMG es la invasión de especies marinas (Keith et al., 2013). Este acontecimiento se debe principalmente a la influencia de las corrientes del Pacífico Oriental que transportan nuevas especies desde el continente hacia las islas. Además de los constantes cambios en el clima que provocan alteraciones en las condiciones ambientales convirtiendo al medio acuático en un ecosistema vulnerable para el establecimiento de estos microorganismos (Keith et al., 2013). La problemática se intensifica debido al incremento del tráfico marítimo. Pues, en la RMG, operan aproximadamente 417 embarcaciones con diferentes fines, turísticos, pesqueros, de transporte, de carga, patrullaje e incluso científicos (Piu-Guime, 2000). El movimiento de estas embarcaciones a lo largo de todo el ecosistema marino acrecienta la amenaza de introducción de nuevas especies debido a la expulsión de agua de lastre, agua de sentina y la infestación de diversos organismos adheridos a las quillas de los barcos (Keith et al., 2013). Es por ello que, hoy en día, las diversas investigaciones científicas realizadas dentro de la RMG se encuentran destinadas a elaboración de estrategias para la prevención, detección y manejo de estos individuos, centrándose esencialmente en el estudio de macroalgas invasoras (Campbell et al., 2015). No obstante, junto a éstas también son transportados distintos organismos, como

las microalgas epífitas, con las que forman asociaciones simbióticas (Band-Schmidt et al., 2011). Bajo condiciones ideales para su desarrollo y posterior colonización, pueden representar serios peligros al ecosistema debido a que muchas son las principales productoras de las biotoxinas marinas más potentes que existen (Herrera-Sepúlveda et al., 2008). Esto acrecienta la preocupación acerca de la presencia de microalgas potencialmente tóxicas en la RMG, debido a que entre los sector más productivos y de alto impacto en la economía local, se encuentran el turismo y la actividad pesquera artesanal y comercial (Dirección del Parque Nacional Galápagos, 2014) Entre éstas, las más relevantes son la pesca blanca (bacalao, albacora y atún) y bentónica que incluyen especies de pepinos de mar y langosta, productos de gran preferencia turística (Comisión Técnica Pesquera de la Junta de Galápagos, 2009). Esto puede 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 consiguiente, la realización de este estudio en esta zona biogeográfica aportará nuevos conocimientos respecto a la presencia, distribución y potencial toxicidad de estas especies. Además, 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 galapagueña y los turistas se exponen debido a la presencia de mencionados organismos.

Objetivos

Objetivo General

Determinar la presencia de dinoflagelados potencialmente tóxicos en la zona Centro-Sur del Archipiélago de Galápagos.

Objetivos Específicos

- Identificar y cuantificar los géneros presentes de dinoflagelados epi-bentónicos potencialmente tóxicos en diferentes especies de macrófitos de tres Bahías del Archipiélago
- Realizar una aproximación en la identificación de las diferentes especies potencialmente tóxicas del género *Ostreopsis* mediante la medición de sus células.
- Identificar las especies de dinoflagelados fitoplanctónicos potencialmente tóxicos presentes en cuatro Islas del Archipiélago.
- Determinar los parámetros fisicoquímicos del agua de mar en los lugares de identificación a diferentes profundidades.

CAPÍTULO I: MARCO TEÓRICO

Bases Teóricas y Científicas

Las **microalgas** son organismos microscópicos unicelulares que desempeñan una función esencial dentro del ecosistema debido a sus características fotoautótrofas, siendo capaces de transformar la energía solar en energía química, permitiendo la construcción de moléculas orgánicas a partir de sustancias inorgánicas para satisfacer sus necesidades metabólicas (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 (Gómez-Luna, 2007).

Debido a sus hábitos ecológicos, las microalgas tienen la capacidad de desarrollarse en diversos ecosistemas del medio acuático, ya sean marinos, de agua dulce o salobre (Herrera-Sepúlveda et al., 2008). Entre las microalgas marinas se distinguen dos grupos: el fitoplancton y el fitobentos. El **fitoplancton** es una comunidad de microorganismos fotosintéticos que habita en suspensión dentro de diferentes estratos de la columna de

agua a lo largo de la zona fótica (Oliva-Martínez et al., 2014). Estos se encuentran tanto en aguas costeras habitando la zona nerítica próxima a la plataforma continental, como a mar abierto en el medio pelágico (Maria Elena Tapia, 2013). De acuerdo a su tamaño estos se dividen cuatro subgrupos: el picoplancton o ultraplancton que varía entre 0,2 a 2 μm ; el nanoplancton ($>20 \mu\text{m}$); microplancton ($>200 \mu\text{m}$) y el mesoplancton que oscila entre 200 a 2000 μm (Oliva-Martínez et al., 2014). Estos seres fitoplanctónicos, pese a ser poco estudiados, juegan un papel indispensable como indicadores de alerta temprana de las características ecológicas de cuerpos de agua (Medina-Jasso et al., 2012).

Respecto a los ecosistemas acuáticos **bentónicos** o bénticos, estos se encuentran formados por diversos organismos que viven el fondo del mar. Estos ecosistemas abarcan desde las zonas costeras hasta grandes extensiones de la región oceánica limitándose a la zona fótica del medio epipelágico (Lara-Lara et al., 2008). Concentran la más alta productividad biológica de los océanos, alcanzando profundidades de hasta los 100 metros por debajo del nivel del mar que permiten la penetración óptima de luz solar y el desarrollo de cantidades considerables de nutrientes (Pech-Pool & Ardisson-Herrera, 2010). Diversos grupos biológicos presentan características especializadas que les permite adaptarse a la vida en el bentos, entre los cuales se encuentran las macroalgas marinas (Elena Tapia, 2013).

Las macroalgas son organismos multicelulares que habitan en el fondo marino, adheridas al sustrato que forma parte de la costa (Luizzi, 2010). Son de gran importancia ecológica, debido a las funciones que desempeñan, como la capacidad de absorber energía lumínica, transformando CO_2 en O_2 permitiendo el reaprovechamiento de nutrientes (Oliva-Martínez et al., 2014). Por lo que su distribución a diferentes profundidades en la zona fótica, las condiciones ambientales únicas y los pigmentos que poseen van a ser indispensables para el establecimiento de diferentes especies (Gómez-Luna et al., 2012), constituyendo el hábitat de diversos organismos como las microalgas epífitas (Okolodkov et al., 2007).

Las **microalgas bentónicas** son organismos macrobióticos distribuidos a lo largo de la zona costera (Peralta & Fuentes, 2005). Se denominan bajo el término de perifiton debido a que habitan formando asociaciones simbióticas sobre diferentes sustratos naturales de los ecosistemas acuáticos, sean macroalgas u otros macrófitos como pastos

marinos, arrecifes coralinos, e invertebrados acuáticos, estando vivos o muertos (Peralta & Fuentes, 2005). Estos les proveen una gran fuente alimenticia y un refugio para su supervivencia (Carnicer, 2014).

La densidad celular de estas especies varía en función del sustrato donde habitan. Según Boomer & Aikman (1989), las preferencias de estos dinoflagelados epífitos apuntan hacia macroalgas de gran superficie foliar, flexibles y tridimensionales, que les brindan mayor espacio para desarrollarse. Aunque, su presencia también puede reportarse en la columna de agua.

Sin embargo, diversas microalgas tanto de origen planctónico como bentónico debido a la marcada variabilidad ambiental dentro de los ecosistemas marinos pueden llegar a incrementar desmesuradamente su crecimiento biológico formando **FAN** también conocidas como "Blooms" o "mareas rojas" (Gladys Torres, 2015). Estos son fenómenos naturales que logran teñir el agua al alcanzar una concentración de millares de células ($>10^6$ cél/l), que en su descomposición generan un ambiente anóxico (Mancera-Pineda et al., 2010). Como consecuencia produce la mortandad de poblaciones naturales de organismos acuáticos y afectaciones a actividades turísticas, pesqueras y acuícolas (GEOHAB, 2012).

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 que 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, lo que 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); así como de 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 et al., 2010). Adicionalmente, procesos antrópicos, como el cambio climático que debido al incremento extremo de temperatura puede provocar alteraciones importantes en el ecosistema marino e incluso romper barreras biogeográficas,

generando una tropicalización de los océanos y facilitando el desplazamiento de diversas especies de microalgas alrededor del mundo (Ruiz Gómez, 2016). Asimismo, las descargas de agua de lastre provenientes de infraestructuras portuarias a pocos metros de la costa producen la introducción de microorganismos que se adaptan favorablemente al medio (Terán et al., 2006).

Los FAN son producidos por diversas especies de microalgas, siendo los principales responsables el grupo de dinoflagelados (Mancera-Pineda et al., 2010). Aproximadamente 40 especies de dinoflagelados son capaces de producir las **toxinas** más potentes que existen en la naturaleza. Estas constituyen un alto riesgo ambiental al alterar el equilibrio del ecosistema acuático perjudicando a los organismos marinos que habitan en él. Además, representan riesgos en la salud humana y graves impactos económicos y sociales en las comunidades costeras (Meave-Del Castillo et al., 2012). Sin embargo, los dinoflagelados no son los únicos microorganismos tóxicos, también tenemos el grupo de diatomeas y cianobacterias (Maribelle Vargas-Montero & Freer, 2004). Las **biotoxinas marinas** producidas por estas microalgas tienen como hospedero final el ser humano, debido a la ingestión de peces, moluscos bivalvos y crustáceos que a través de la cadena alimentaria han acumulado ficotoxinas en sus tejidos (Celis & Mancera-Pineda, 2015). Éstos se clasifican según los síntomas que se producen en el ser humano (Tabla 1).

Tabla 1.

Clasificación de las toxinas marinas vinculadas a síndromes de intoxicación por mariscos y los mecanismos de acción

Dinoflagelados	Toxina	Derivados Principales	Mecanismo de Acción	Organismo Productor	Vectores	Síndromes y Efectos en Humanos
Bentónicos	Envenenamiento Neurotóxico (NSP)	Palitoxinas (PLTX)	La PLTX provoca alteraciones en la membrana celular mediante la activación de células excitables en el musculo liso y esquelético, posteriormente se da un bloqueo de la excitabilidad celular.	<i>Palythoa</i>	Peces, moluscos, crustáceos, equinodermos	Rabdomiólisis, enfermedad respiratoria, irritación cutánea, conjuntivitis, lesión del músculo esquelético, angustia digestiva y cardíaca
		Ovatoxinas Putativas (OVTX)		<i>Ostreopsis cf. Ovata</i>		
Ostreotoxinas (OTX)	<i>O. lenticularis</i>					
Mascarenotoxinas	<i>O. macarenensis</i>					
	Envenenamiento Ciguatérico (PPC)	Ciguatoxina (CGTX)	Esta toxina activa las enzimas cardíacas, elevando niveles de calcio intracelular (Ca ²⁺) provocando efectos excitatorios en las neuronas, pituitaria, músculo liso y cardíaco.	<i>Gambierdiscus sp.</i>	Peces	Efectos Gastrointestinales Efectos Neurológicos Efectos Cardiovasculares

	Envenenamiento Paralizante (PSP)	Saxitoxina (STX)	Esta toxina actúa sobre el sistema nervioso central y periférico generando efectos primarios en la respiración y centros vasomotores, bloqueando los canales de Na ⁺ dependientes del voltaje neuronal, provocando que la célula nerviosa no tenga la capacidad de transmitir señales, lo que conduce inmediatamente a la parálisis.	<i>Alexandrium sp.</i>	Moluscos	Sensación de hormigueo, Entumecimiento de cara cuello, manos, náuseas, vómito y muerte por paro respiratorio
Fitoplanctónico	Envenenamiento Diarreico (DSP)	Ácido Okadaico (OA), dinofisistoxina (DTS) yesotoxina (YTX) pectenotoxinas (PTX)	El AO provoca una contracción prolongada del músculo liso de las arterias. La diarrea es causada por la hiperfosforilación de proteínas: citoesqueléticas y aquellas que controlan el Na ⁺ de las células intestinales.	<i>Dinophysis sp.</i> <i>Prorocentrum sp.</i>	Moluscos	Diarrea, náuseas, vómito y la exposición crónica promueve la formación de tumores en el sistema digestivo
	Envenenamiento Neurotóxico (NSP)	Brevetoxinas	Provoca la despolarización de la membrana celular generando una activación de los canales de sodio en células del tejido muscular produciendo alteraciones en la conducción de las células cardíacas, dando lugar a disfunciones en la médula, hígado y corteza cerebral.	<i>Karenia</i>	moluscos bivalvos y aerosol marino	Síntomas gastrointestinales y neurológicos: náuseas. vómito, parestesia de la lengua, labios y dificultad para hablar y respirar

Fuente: Reverté et al., 2014; García-Altres et al., 2015

Dentro de los dinoflagelados epibentónicos encontramos el género *Ostreopsis* que pertenece a la familia Ostreopsidaceae (Lindemann). El **estado taxonómico del género *Ostreopsis***, se encuentra en revisión por la comunidad científica (David et al., 2013; Carnicer, 2014). La primera especie descrita fue *O. siamensis* Schmidt (1901), en el Golfo de Siam, en Tailandia, a principios de siglo pasado. Posteriormente, Fukuyo (1981), mediante un estudio taxonómico en función a las características morfológicas redescubrió el género, agregando la identificación de dos nuevas especies: *O. ovata* y *O. lenticularis*, aisladas en Nueva Caledonia (Polinesias francesas) y la isla Fukuyo (Japón) respectivamente. En los próximos 20 años, seis nuevas especies han sido descritas: *O. heptagona* (Norris, Bomber, & Balech, 1985), *O. mascarenensis* (Quod, 1994), *O. labens* (Faust & Morton, 1995), *O. marinus* (Faust, 1999), *O. belizeanus* (Faust, 1999) y *O. caribbeaus* (Faust, 1999) (Figura 1). Rhodes (2011), señala sobre la descripción morfológica de una posible nueva especie, *O. tholus*, identificada en Hawaii por Morton y sus colegas, pero hasta el momento no hay referencias publicadas al respecto. Actualmente, Accoroni et al. (2016) mediante análisis morfológicos y moleculares, completa la lista con el registro de una nueva especie, *O. fattorussoi* reportada en las costas mediterráneas, Chipre y Líbano. Originalmente, **la identificación de especies del género *Ostreopsis***, se realizó en base a características morfológicas. La diferenciación entre especies se estableció, de acuerdo a su forma, tamaño, relación del diámetro dorsoventral (DV) con el ancho (A) de la célula, relación del DV y el diámetro anteroposterior (AP), la longitud de placas Po y tamaño de poros tecales. Sin embargo, debido a las similitudes morfológicas compartidas por diversas especies (Penna et al., 2005), se ha generado discrepancias entre la comunidad científica, para definir qué aspectos morfológicos resultan ser necesarios para la identificación de especies según criterios taxonómicos (Fraga-Rivas, 2014). A raíz de esta controversia, la biología molecular se ha convertido en una técnica complementaria para la detección de especies de microalgas, contribuyendo al estudio y análisis filogenético entre cepas (Leliaert et al., 2012).

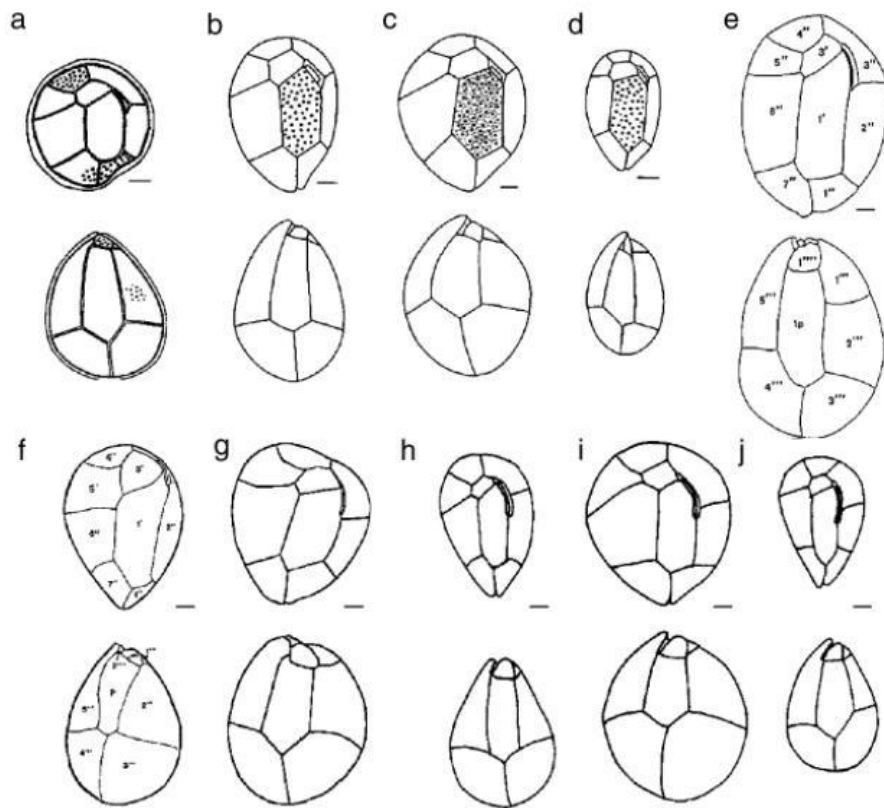


Figura 1. Dibujos lineales de las nueve especies de *Ostreopsis* descritas en una vista apical (superior) e hipotecal (inferior). a) *O. siamensis* (Schmidt, 1901); b-d) *O. siamensis*, *O. lenticularis* y *O. ovata* respectivamente (Steidinger & Tangen, 1996); e) *O. mascarenensis* (Quod, 1994); f) *O. heptagona* (Norriz et al., 1985); g) *O. labens* (Faust & Morton, 1995); h-j) *O. belizeanus*, *O. marinus* y *O. caribeanus* respectivamente (Faust, 1999). Barras de escala, 10 μ m (Penna et al., 2005).

Antecedentes

En las últimas décadas las FAN se han convertido en objeto de gran interés para la comunidad científica, dado que este evento natural es producido por múltiples especies de microalgas altamente tóxicas, cuya presencia se ha visto asociada principalmente con afectaciones en los distintos eslabones de la cadena trófica por ingestión de organismos marinos contaminados (Herrera-Sepúlveda et al., 2008). Teniendo en cuenta esta problemática, a nivel mundial, se han originado una serie de investigaciones sobre la diversidad, taxonomía y toxicidad de estas especies.

Respecto a las **microalgas bénticas** potencialmente tóxicas, diversos estudios señalan que éstas muestran una tendencia a desarrollarse, no solamente en regiones **tropicales** como se planteaba en un principio, sino que se han reportado en mares **templados**,

registrando un aumento en sus observaciones, tanto en intensidad, frecuencia y distribución geográfica (Vila, Garcés, & Masó, 2001). Como lo demuestran, estudios realizados a lo largo de las **costas mediterráneas**, detectando la presencia de intensas floraciones del dinoflagelado *Ostreopsis* cf. *ovata*. Su dinámica de crecimiento y producción de toxinas están relacionadas a las variaciones de ciertos factores ambientales, presentando una tendencia exponencial en época de verano, durante el máximo estacional de la temperatura del agua (27°C) y niveles de salinidad en torno a 35 ppm (Carnicer et al., 2015; Accoroni et al., 2017).

En las costas italianas (Moreira-González, 2010) y en San Andreu de Llavaneres (Casabianca et al., 2013), dichas proliferaciones algales se han asociadas con mortalidad masiva de organismos marinos y enfermedades humanas atribuidas a la inhalación o contacto cutáneo con células o aerosol marino tóxico. Sin embargo, aunque en el Mediterráneo no se han registrado casos de intoxicación humana por consumo de mariscos contaminados, se ha evidenciado la acumulación de PLTXs en productos marinos de esta zona (Aligizaki et al., 2008; Biré et al., 2013, 2015).

No obstante, la diversidad de microalgas bénticas presenta mayor distribución y abundancia a latitudes tropicales, debido a que les brinda condiciones ambientales favorables para su crecimiento y desarrollo. Tales como, elevadas temperaturas (>27°C), salinidad a niveles normales (34-35 ppm) y un medio ligeramente alcalino (pH>7) a lo largo del año, sin estaciones tan marcadas como en zonas templadas (Band-Schmidt et al., 2011; Ruiz-Gómez, 2016). Es así como, diversas investigaciones realizadas en islas y zonas costeras en el mar del **Caribe** han revelado la presencia de especies potencialmente tóxicas principalmente asociadas a la intoxicación por ciguatera, una infección alimentaria producida mediante la ingesta de peces contaminados con CGTXs, maitotoxinas y ácido gambiérico (Delgado-Miranda, 2005; Celis & Mancera-Pineda, 2015). En el Golfo de México y la franja costera colombiana se han identificado la presencia de 27 especies de dinoflagelados epífitos, de las cuales 10 son agentes productores de toxinas, representadas por los géneros *Ostreopsis*, *Coolia*, *Amphidinium*, *Prorocentrum* y *Gambierdiscus* (Mancera-Pineda et al., 2014 Almazán-Becerril et al., 2015) . Siendo estos dos últimos, los que registran mayores abundancias celulares en estas áreas (> 1x10⁴ cél.g macroalga⁻¹) (Almazán-Becerril et al., 2012). Del mismo modo, el Caribe Oriental, ha sido considerada una zona ciguatoxigénicas, registrándose las mayores incidencias de intoxicación por ciguatera

debido al consumo de peces carnívoros, donde *G. toxicus* se considera el principal responsable (Celis & Mancera-Pineda, 2015). No obstante, diversas especies de los géneros *Prorocentrum* y *Coolia* relacionadas a la ciguatera, también se han identificado como productores de DSP provocando envenenamiento por moluscos (Quintana & Mercado-Gómez, 2017).

Por otro lado, aunque en Cuba se han detectado florecimientos recurrentes de *O. cf. ovata*, *O. siamensis*, sin comprobar su toxicidad (Moreira-González, 2010). En Puerto Rico, Ashton et al., (2003) mediante cultivos de laboratorio de *O. lenticularis* determina que el incremento significativo del contenido de toxinas celulares en este dinoflagelado se relaciona con el efecto de las elevadas temperaturas (30-31°C) sobre su metabolismo.

De igual manera, un estudio realizado por Carnicer et al. (2015a) en aguas tropicales del **Océano Índico** en la Isla Reunión, Francia, determinaron la presencia de un bloom de *Ostreopsis* ($4,57 \times 10^6$ cél.ml⁻¹) asociado a las fluctuaciones de temperatura, registrándose mediante análisis morfológicos y filogenéticos dos especies diferentes de *O. cf. ovata* y una especie críptica no identificada anteriormente. Sin embargo, a través de un ensayo hemolítico se determinó que dichas especies no eran tóxicas.

De igual manera, en el **Pacífico Occidental**, eventos naturales nocivos protagonizados por *O. cf. ovata*, se han podido percibir en Queensland, Australia (Heimann et al., 2009), las aguas frías del Mar de Japón (Selina & Orlova, 2010) y en Nueva Zelanda (Shears & Ross, 2009), relacionados a brotes de intoxicación por PLTXs y sus análogos en gran cantidad de turistas, generando graves problemas respiratorios, afecciones dérmicas, conjuntivitis. Además, durante el verano austral se han evidenciado tasas elevadas de mortalidades de erizos de mar (Rhodes et al., 2014)

Investigaciones realizados en las costas del **Pacífico Oriental**, en Hawaii (Parsons & Preskitt, 2007; Parsons et al., 2011) se han reportado la presencia de 26 especies de microalgas potencialmente tóxicas, citando entre estas, *O. sp.*, *O. ovata*, *C. monotis*, *P. lima*, y *G. toxicus* y *Amphidinium. spp.*, cuyas preferencias en la macroalga hospedera, se asociaron a las diferencias de la superficie foliar y a exudados estimuladores de toxinas. En las Islas Coco, en Costa Rica (Rhode et al., 2010), se ha evidenciado un incremento en el número de personas intoxicadas por afloramientos algales tóxicos asociados a la ciguatera (Rhodes et al., 2010). *O. siamensis* también ocurre en aguas costeras del Pacífico mexicano (Okolodkov & Gárate-Lizárraga, 2006), aunque no se

han reportado floraciones, ni episodios tóxicos hasta el momento. Por otra parte, aunque no hay certeza científica, estudios sugieren que la exposición crónica al ácido okadaico (AO) producido por *Prorocentrum*, podrían ser el causante de la fibropapilomatosis detectada en tortugas marinas verdes (*Chelonia mydas*) (Parsons & Preskitt, 2007).

En las **costas ecuatorianas**, existe una limitada información científica sobre dinoflagelados bentónicos potencialmente tóxicos. No obstante, la investigación realizada por Carnicer et al. (2016), en las costas de Esmeraldas (Estero de Plátano) y Manabí (San Mateo), establecieron los primeros registros de la presencia de *O. cf. ovata*, comprobando mediante ensayos hemolíticos la ausencia de compuestos de PLTXs. No obstante, Ramírez (2017), determinó concentraciones celulares relativamente bajas en la misma zona (>1000 cél.g macroalga⁻¹), atribuyéndolo a condiciones ambientales no óptimas para el desarrollo de estos microorganismos y a la proximidad con un cuerpo de agua dulce, que podría alterar la salinidad del agua.

Aunque, las razones específicas acerca de la toxicidad de estas especies no se han logrado comprobar hasta el momento, su proliferación y producción de biotoxinas, puede estar influenciada en respuesta a determinadas variables ambientales, parámetros fisicoquímicos (Accoroni et al., 2017), diferentes tipos de sustratos naturales (Parsons & Preskitt, 2007) e incluso debido a actividades antropogénicas (Delgado-Miranda, 2005). Por lo que, teniendo en cuenta lo antes mencionado, se podría afirmar que, debido a las características geográficas, oceanográficas y climatológicas de estas zonas, semejantes a las de la RMG, lo más seguro es que los resultados obtenidos presenten gran similitud respecto a la presencia de estos organismos productores de toxinas.

En cuanto a las **microalgas planctónicas** potencialmente tóxicas, éstas proliferan en condiciones ambientales diferentes a las bentónicas, presentando una amplia distribución sobre aguas templadas y frías con niveles de salinidad altos (Reguera, 2003). Así lo demuestran estudios realizados a lo largo de las costas del **Mar Mediterráneo** donde se han evidenciado FAN, protagonizadas por diversas especies de dinoflagelados fitoplanctónicos (Vila & Masó, 2005). Tal es el caso, del género *Alexandrium*, considerado fuente primaria de producción de PSP, y *Dinophysis* agente productor de DSP, detectados en la costa occidental de Marruecos y Cataluña (Belardi, 2008). Dichas proliferaciones se presentaron durante el verano a temperaturas superficiales del mar que varían de 15- 24°C y salinidades superiores a 37 ppm,

asociándose a altos niveles nutrientes (Bravo et al., 2008). Registrando graves episodios de intoxicación en España, Italia, Francia y en el litoral atlántico de Galicia por consumo de mejillones de exportación contaminados (Belardi, 2008).

Sin embargo, aunque estos microorganismos suelen proliferar bajo condiciones climáticas templadas, debido a diversos factores cíclicos naturales como el Fenómeno del Niño y antrópicos, como el cambio climático, han presentado una amplia distribución geográfica extendiéndose hasta zonas tropicales y subtropicales (Hernández-Roa, 2014). Siendo el **Mar del Caribe**, en el Golfo de México y costa este de Florida, zona endémica de afloramientos del dinoflagelado *Karenia brevis*, reportándose frecuentes eventos de mareas rojas, asociado a la NSP debido a la producción de brevetoxinas, que son nocivas para peces, aves, mamíferos y seres humanos (Thyng et al., 2013).

En las costas del **Pacífico Este**, aunque son escasos los eventos conocidos sobre FAN, se han reportado varios brotes tóxicos de microalgas fitoplanctónicas, detectados aún en bajas concentraciones celulares (10^2 , 10^3 y 10^4 cél.l⁻¹) (García-Hansen et al., 2004; Arteaga et al., 2016). Es así, como estudios en aguas tropicales de **México** (Oliva-Martínez et al., 2014; Maciel-Baltazar, 2015), **Costa Rica** (Maribelle Vargas-Montero & Freer, 2004) y **Colombia** (Rojas & Ortiz, 2007; Arteaga et al., 2016) reportan la presencia de diversos géneros tóxicos, como *Dinophysis*, *Phalacroma*, *Alexandrium*, *Tripos* y *Protoperdinium*. Estos dos últimos, asociados a mortandad de organismos marinos por anoxia (Landsberg, 2002) y a la intoxicación por azaspirácidos (AZPs) (Reguera, 2003) respectivamente. De acuerdo a investigaciones previas, la amplia distribución de estos microorganismos a nivel mundial, se relaciona a sus hábitos cosmopolitas, desarrollándose en áreas neríticas y oceánicas, hábitos mixotróficos y características morfológicas adaptativas (Okolodkov, 2008; Tunin-Ley & Lemée, 2013).

No obstante, en **Sudamérica**, con el fin de contribuir al desarrollo del comercio nacional e internacional de moluscos bivalvos y para prevenir los riesgos en la salud humana, en países como **Perú** (Baylón et al., 2015) y **Chile** (Seguel et al., 2010; Pizarro et al., 2015) se realizan monitoreos periódicos de fitoplancton potencialmente tóxico. Las fluctuaciones poblacionales son atribuidas a los cambios de los parámetros ambientales, cuyos incrementos celulares de los dinoflagelados (*D. acuminata*, *D.*

caudata, *P. depressum* y *A. catenella*), se reportan durante la estación cálida (26°C), evidenciándose una notable disminución durante el invierno (13-16°C) (Sánchez, Dlelgado, Chang, Bernales, & Jacobo, 2007). Según el estudio planteado por Pizarro et al., (2011) esta tendencia, se debe a la capacidad de estos microorganismos de producir quistes cuando las temperaturas descienden, facilitando su transporte, con la influencia de corrientes oceánicas y vientos alisios, para finalmente proliferar bajo condiciones de temperaturas óptimas.

En el **litoral argentino** varias especies del género *Dinophysis* están implicadas en la producción de OA, DTSSs, YSTXs, PTXs detectadas mediante análisis LC-MS y bioensayos en ratones (Sar et al., 2010). En las **costas uruguayas**, las floraciones de *A. catenella* se han intensificado reportándose casos de mortalidad humana, por consumo de molusco quellón, mejillones, berberechos y almejas, con un contenido de toxinas de 28.000 µg STX eq. 100 g⁻¹ (Méndez & Ferrari, 2002).

En el **Ecuador** aunque no se han realizado suficientes estudios acerca de la presencia de fitoplancton potencialmente tóxico. El INORCAR y el Instituto Nacional de Pesca ha realizado monitoreos regulares sobre la presencia de mareas rojas durante el período 1969-2009, reportándose 131 eventos, de los cuales 26 fueron asociados a mortalidad de peces y camarones. La mayor incidencia de FAN, fue registrada en el Golfo de Guayaquil y la provincia de El Oro, siendo zonas de mayor influencia antrópica. Protagonizada por 28 especies de dinoflagelados perteneciente a la familia Dinophyceae. En la RMG, se reportan varios eventos de mareas rojas relacionados a mortandad de peces, siendo *Prorocentrum gracile* el principal causante (Torres & Tapia, 2000; Naranjo & Tapia, 2007; Torres, 2015).

Marco Legal

Las biotoxinas marinas constituyen un problema ambiental de gran magnitud ya que tienden a acumularse en organismos marinos por ingestión de microalgas productoras de dichas toxinas y que al ser consumidos por el ser humano son capaces de generar complicaciones graves en la salud. Es por ello que en Europa se ha implementado un marco legal normativo que incluye una sucesión de regulaciones cuya finalidad es reducir el riesgo de intoxicación por biotoxinas marinas mediante el establecimiento de

monitoreos periódicos en aguas costeras y mecanismo de control y detección de estas toxinas en organismos marinos (Directiva 93/99/CEE del Consejo, 1993).

El Parlamento europeo en el Reglamento (CE) N° 853/2004; artículo 11, instaura normas específicas de sanidad sobre alimentos derivados de moluscos bivalvos, gasterópodos marinos, y cualquier otro animal que provengan de actividades pesqueras y acuícolas. Además, en sus disposiciones se establecen los niveles máximos permisibles de toxinas marinas que mencionados organismos pueden contener en sus tejidos antes de su exposición en el mercado destinado al consumo humano. De acuerdo con esta regulación, los límites en la cantidad total de PSP en moluscos vivos no pueden exceder los 800 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$, en el caso de ASP los 20 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ y en las toxinas lipofílicas 160 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$. Así mismo, en el Capítulo V, se prohíbe de sobremanera la comercialización de alimentos provenientes de la pesca que presenten concentraciones de CGTXs.

Con la finalidad de garantizar protección a la salud pública y a los organismos marinos el Reglamento (CE) N° 854/2004 impone la creación de normas y programas de control sobre productos alimentarios cárnicos donde se incluya la aplicación de evaluaciones de riesgo y la realización de auditorías sobre los procesos y actividades efectuadas por parte de la empresa alimentaria. En el Reglamento (CE) n° 2074/2005 y el Reglamento (UE) N°15/2011 se especifican los métodos biológicos y químicos, donde se ha validado la aplicación de la cromatografía líquida/ espectrometría como técnica para la detección de biotoxinas en moluscos bivalvos.

La Autoridad Europea de Seguridad Alimentaria (EFSA) es una entidad creada mediante el Reglamento (CE) N° 178/2002 donde se imponen lineamientos y requisitos para mejorar la calidad de los productos alimentarios y de los piensos utilizados con la finalidad de garantizar la integridad del consumidor. Conjuntamente, se establecen prohibiciones en la comercialización o inmediata clausura del mercado para aquellos alimentos o piensos que puedan representar una amenaza para la ciudadanía.

Respecto a la concentración celular del género *Ostreopsis*, todavía no existe una regulación oficial que ejerza su control. No obstante, en Francia e Italia se ha establecido un protocolo de seguimiento que presenta recomendaciones para prevenir intoxicaciones humanas asociadas a la PLTX producida por este dinoflagelado epibentónico. En este protocolo, se establece una concentración de alerta en la columna de agua para *Ostreopsis* de 4000-30000 $\text{cél}\cdot\text{ml}^{-1}$ (De Monpezat, 2009).

En Latinoamérica, existen diversos países como Argentina, Perú y Uruguay, quienes se han regido bajo las disposiciones de la legislación europea en materia de detección y control de toxinas marinas. No obstante, Chile presenta sus propias regulaciones reflejadas en el Reglamento Sanitario de los Alimentos DS 977/96 (2011), donde se decretan los límites permisibles de contenido de biotoxinas en moluscos y otros mariscos designados para consumo humano directo. Estos mariscos no podrán exceder los 80 mcg. 100g⁻¹ de PSP, 20 mcg. g⁻¹ de ASP y no puede resultar positiva la prueba de bioensayo de DSP. Además, de acuerdo a lo dispuesto en el Plan Nacional de floraciones algales nocivas en Chile (1999), se prohíbe todo tipo de actividades de recolección y captura de organismos marinos en aquellas áreas susceptibles y que se encuentren afectadas por proliferaciones algales mediante la implementación de un programa de control y vigilancia.

No obstante, en Ecuador no se ha tomado ninguna medida legal sobre el control y detección de biotoxinas en organismos marinos. La ausencia de una normativa se atribuye al hecho de que existe un vacío de conocimiento y bases científicas sólidas sobre este tema. Pese a ello no hay una base legal oficial que establezca la realización de monitoreos continuos en las costas ecuatorianas para identificar la posible presencia de microalgas potencialmente tóxicas que comprometan un riesgo ambiental con injerencia en los sectores económicos y sociales del país.

Sin embargo, Ecuador forma parte de la Comisión del Codex Alimentarius o –Código Alimentario, organismo internacional de normas de alimentación, establecido por la FAO y la Organización Mundial de la Salud, (2009) el cual entre sus disposiciones comprende un conjunto de directrices, estándares, recomendaciones y guías relativas a los alimentos, su producción, comercialización y seguridad alimentaria, garantizando la protección de la salud de los consumidores. Entre estos, es importante mencionar la Norma General del Codex para los contaminantes y toxinas presentes en los alimentos y piensos (NTE INEN-CODEX 192:2013, 2013), donde se establecen los niveles máximos permisibles, buenas prácticas de higiene y planes de muestreo sobre la presencia de contaminantes y sustancias tóxicas naturales en los alimentos destinados al consumo humano. Pese a ello, esta normativa se encuentra más enfocada en la detección y control de micotoxinas obviando la presencia de las ficotoxinas acumuladas en alimentos de origen animal como pescado, molusco y crustáceos.

Asimismo, el TULSMA constituye el único instrumento de legislación ambiental secundaria en Ecuador, que en el Libro VI, Anexo 1, (Acuerdo N° 061, 2015) se enfoca en la protección de la calidad del recurso hídrico mediante la prevención de su contaminación para salvaguardar el bienestar de las personas y preservar los ecosistemas acuáticos. Esta normativa ambiental incluye, dentro de sus disposiciones, los límites máximos permisibles y las prohibiciones sobre la descarga en los cuerpos de agua de ciertos contaminantes y sustancias orgánicas de origen industrial, agrícola y doméstico, los cuales al entrar en contacto con el ecosistema marino incrementan los niveles de nitrógeno y fósforo dando lugar a los FAN ocasionando pérdida de la biodiversidad y desequilibrios en el ecosistema.

En el artículo 207, menciona que se deben establecer controles mediante la realización de estudios de bioacumulación de sustancias o elementos químicos y biológicos presentes en el tejido de animales. Sin embargo, no se impone el límite de concentraciones máximas permisibles de biotoxinas marinas (Acuerdo N° 061, 2015).

De acuerdo a lo antes mencionado, es evidente la ausencia de un respaldo legal en este ámbito. Por lo que resulta necesario incrementar las investigaciones científicas, principalmente en la RMG, zona de gran biodiversidad marina, con potencial turístico y pesquero, que permitan identificar la presencia de microalgas fitoplanctónicas y epibentónicas potencialmente tóxicas y poder implementar medidas de prevención y precaución en un futuro.

CAPÍTULO II: MATERIALES Y MÉTODOS

Área de Estudio

Las Islas de Galápagos, también conocidas como el Archipiélago de Colón se encuentran situadas al Noroccidente de la República del Ecuador en el Pacífico Sudamericano sobre la línea ecuatorial a una distancia de 972 Km al oeste de la costa continental ecuatoriana. Su centro geográfico se encuentra entre las coordenadas 01°39'N 01°30'S; 89°10' y 92°0'O comprendiendo una superficie de 8101 Km² (Díaz-Freire, Casafont Vidal, & Clive, 2015). Está conformado por 16 islas principales de origen volcánico formadas por el levantamiento de la plataforma basáltica producto del derrame de lava submarina (INOCAR, 2011). Dentro de la región insular se encuentra la RMG, conocida por su única biodiversidad y alto nivel de endemismo. Es considerada la segunda área marina protegida más grande del mundo con una extensión de 138.000 Km² (Piu-Guime, 2000). Abarca toda la zona marina del archipiélago comprendiendo una franja de 40 millas náuticas medidas a partir de la línea base (Heylings et al., 2002) (Figura 1).

Posee un clima tropical a subtropical, determinado por la influencia de corrientes oceánicas. La corriente de Humboldt que aporta con aguas frías provenientes del sur, dando lugar a la estación seca-fría (junio-diciembre) con temperaturas entre 19-24° C. Y la corriente cálida de Panamá que viene del norte que genera un patrón climático tropical (enero-abril) con temperaturas entre 26-30°C. La precipitación total anual es de 2198 mm (INOCAR, 2011).

El presente estudio se llevó a cabo en el sector centro-sur oriental de la RMG durante los meses de marzo y abril del 2017 en la época de verano (estación cálida-húmeda) en condiciones de pleamar, con corrientes pronunciadas y una intensidad media de la velocidad de viento. El área de estudio presenta un gran potencial turístico y pesquero, a más de estar destinada a la ciencia y conservación. Su franja litoral 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 (Díaz-Freire et al., 2015).

Distribución de los sitios de muestreo y recolección de muestras

Comunidad Epi-bentónica

Para la caracterización de la comunidad epi-bentónica, la distribución espacial de las estaciones de muestreo se establecieron en dos islas al sur de la RMG. El primer sitio se ubicó en la isla Santa Fé y dos en la isla Santa Cruz, en Bahía Tortuga y Bahía Venecia, durante el periodo correspondiente al 29, 30 de marzo y 6 de abril del 2017 respectivamente (Figura 1).

Las coordenadas de cada estación costera son las siguientes, Tabla 2:

Tabla 2.

Georreferenciación de los puntos de muestreo de la comunidad epi-bentónica

Estaciones de Muestreo	Latitud	Longitud
Bahía Santa Fé	0°48'16.36"S	90°5'7.522"O
Bahía Tortuga	0°45'58.43"S	90°20'42.373"O
Bahía Venecia	0°32'5.755"S	90°30'56.646"O

Para la estimación de la abundancia celular, se empleó el método propuesto por Yasumoto et al. (1980) y por la Confederación Hidrográfica del Ebro (2005), que consiste en la recolección de macroalgas, y en este caso, invertebrados para analizar la comunidad de microalgas epi-bentónicas potencialmente tóxicas adheridas a estos sustratos. Las muestras se colectaron a mano mediante buceo entre 1 y 2 metros de profundidad, tomándose 2, 12 y 6 muestras a lo largo de las 3 estaciones anteriormente mencionadas respectivamente. Cabe recalcar que la variación en la cantidad de muestras colectadas se determinó en función de las condiciones ambientales de la zona y de la abundancia y diversidad de especies de macrófitos encontrados. De los sustratos recolectados 17 fueron ejemplares de macroalgas marinas correspondientes a 8 géneros, 3 fueron especímenes de invertebrados pertenecientes a la suclase hidroide y otro a la subclase crustácea cirrípeda. La determinación taxonómica de los diferentes sustratos hasta el nivel jerárquico más preciso no fue posible en todos los casos, logrando una

identificación a nivel de género en 9 ejemplares y los 3 especímenes restantes solo fueron identificados hasta el nivel de división.

Durante la recolección de sustratos, estos se colocaron de inmediato en bolsas plásticas con agua circundante, cuyo volumen se midió en una probeta graduada. En el caso de las macroalgas, las muestras con agua de mar recolectada se transfirieron a botellas plásticas con capacidad de 1000 ml, siendo agitados vigorosamente durante 1 minuto para provocar el desprendimiento de las microalgas adheridas al sustrato. Para posteriormente, ser filtradas a través de un tamiz de 200 μm de tamaño de poro con el fin de descartar los sedimentos y partículas en suspensión. El volumen de agua filtrado fue transferido a través de un embudo a tubos Falcón® de 50 ml, siendo fijado con una solución de Lugol al 3% agitando suavemente para su concentración. Para los invertebrados bentónicos, las células se extrajeron raspando cuidadosamente la superficie del mismo utilizando un cuchillo, cuyos restos de sustrato fueron sumergidos en el agua colectada, siguiente el mismo procedimiento, empleado para los macrófitos. Posteriormente, las muestras fijadas fueron almacenadas en oscuridad y conservadas en refrigeración hasta ser transportadas al Laboratorio de biología marina de la Estación Científica Charles Darwin (ECCD) donde se colocaron en una nevera a 4°C previo a su análisis.

Las macroalgas, se guardaron en bolsas de plástico con cierre hermético para ser pesadas posteriormente, en una balanza semianalítica (Mettler Toledo SB32001 DeltaRange).

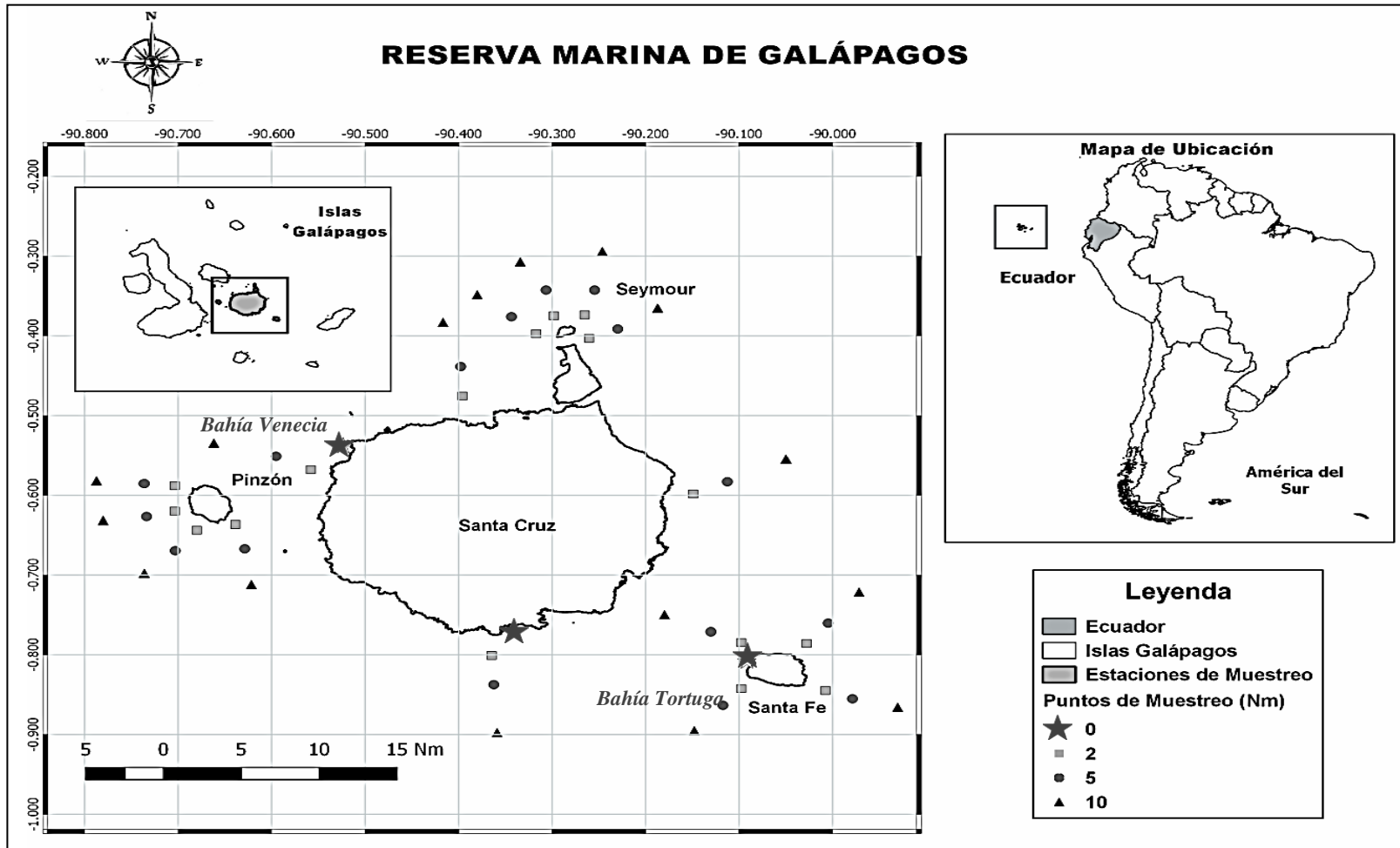


Figura 2. Área de Estudio: Ubicación de las Estaciones y Puntos de Muestreo

Comunidad Fitoplanctónica

Para la caracterización de la comunidad fitoplanctónica el estudio se realizó a lo largo del perfil costero de 4 islas: Pinzón, Santa Fé, Santa Cruz y Seymour, durante los días 27 y 28 de marzo, 6 y 7 de abril del 2017 respectivamente, en los cuatro puntos cardinales (Norte, Sur, Este Oeste) de cada una de ellas, a un gradiente de distancia de la costa de 2, 5 y 10 millas (Figura 1).

Las coordenadas de las estaciones de muestreo se registraron con la ayuda de un GPS Garmin ETREX, y se muestran a continuación en la Tabla 3:

Tabla 3.

Georreferenciación de los puntos de muestreo a un gradiente de 2, 5 y 10 millas

Estación de Muestreo	Puntos Cardinales	Distancia	Latitud	Longitud
Santa Cruz	Norte	2	0°28'17.987"S	90°20'16.278"O
	Norte	5	0°27'17.395"S	90°23'3.94"O
	Norte	10	0°25'14.149"S	90°26'48.289"O
	Oeste	2	0°31'23.678"S	90°32'45.787"O
	Oeste	5	0°30'3.596"S	90°34'53.767"O
	Oeste	10	0°28'1.463"S	90°38'55.503"O
	Sur	2	0°47'33.472"S	90°18'17.366"O
	Sur	5	0°50'39.577"S	90°18'16.761"O
	Sur	10	0°55'37.027"S	90°18'20.192"O
	Este	2	0°31'37.027"S	90°18'20.192"O
	Este	5	0°32'14.957"S	90°8'56.454"O
	Este	10	0°34'42.787"S	90°4'41.242"O
Seymour	Norte	2	0°21'53.658"S	90°15'47.631"O
	Norte	5	0°20'17.65"S	90°13'7.777"O
	Norte	10	0°18'5.818"S	90°9'0.352"O
	Este	2	0°23'47.317"S	90°14'32.596"O
	Este	5	0°23'50.147"S	90°11'35.599"O
	Este	10	0°23'54.028"S	90°7'5.991"O

	Sur	2	0°25'0.559"S	90°15'1"O
	Sur	5	0°27'5.166"S	90°12'50.183"O
	Sur	10	0°30'42.476"S	90°9'44.434"O
	Oeste	2	0°22'18.779"S	90°18'40.708"O
	Oeste	5	0°19'31.282"S	90°19'44.158"O
	Oeste	10	0°15'33.692"S	90°21'25.52"O
	Norte	2	0°33'30.798"S	90°41'19.856"O
	Norte	5	0°31'5.66"S	90°43'11.906"O
	Norte	10	0°27'1.562"S	90°46'4.126"O
Pinzón	Oeste	2	0°34'25.14"S	90°40'18.465"O
	Oeste	5	0°42'25.603"S	90°41'7.922"O
	Oeste	10	0°47'12.448"S	90°42'29.689"O
	Sur	2	0°38'30.044"S	90°37'4.983"O
	Sur	5	0°40'42.442"S	90°35'8.206"O
	Sur	10	0°44'30.797"S	90°31'43.168"O
	Este	2	0°37'54.952"S	90°39'3.142"O
	Este	5	0°39'44.952"S	90°39'3.142"O
	Este	10	0°43'41.34"S	90°42'5.875"O
	Norte	2	0°46'42.65"S	90°6'41.655"O
	Norte	5	0°46'17.836"S	90°9'51.119"O
	Norte	10	0°45'43.254"S	90°14'54.628"O
Santa Fé	Oeste	2	0°50'55.918"S	90°5'45.769"O
	Oeste	5	0°52'51.708"S	90°8'7.969"O
	Oeste	10	0°56'44.203"S	90°11'31.527"O
	Sur	2	0°51'17.971"S	90°0'23.54"O
	Sur	5	0°53'40.513"S	90°58'34.571"O
	Sur	10	0°57'0.23"S	90°58'34.571"O
	Este	2	0°47'11.242"S	90°0'0"O
	Este	5	0°41'29.569"S	89°54'54.41"O
	Este	10	0°41'29.522"S	89°54'54.446"O

Para el estudio fitoplanctónico, la recolección de muestras se realizó mediante un arrastre vertical integrado de la columna de agua con la red de plancton de 20 μm de luz de malla a 30 metros de profundidad, colectando un total de 12 muestras en cada isla en botellas de plástico blanco transparentes (esto permite controlar la decoloración debido a la sublimación del conservante) con un volumen de 100 ml cada una, a las cuales se le adicionó inmediatamente 3 ml de solución de Lugol para su fijación. Posteriormente, las muestras se conservaron protegidas de la luz y en refrigeración durante su traslado al laboratorio y previo a su análisis.

Análisis Físicoquímico del Agua

El análisis de los parámetros físico-químicos del agua se realizó mediante la sonda multiparamétrica YSI-EXO2, la cual fue debidamente calibrada antes de su utilización. Para el análisis de agua en la toma de muestras de fitoplancton, el sensor de la sonda fue sumergido a 30 metros; mientras que para los muestreos de microalgas epi-bentónicas, el análisis fue llevado a cabo de manera superficial sumergiendo el sensor de la sonda a 1 metro aproximadamente, verificando mediante el GPS la localización de los puntos de muestreo.

Los factores físico-químicos registrados en este estudio son: temperatura ($^{\circ}\text{C}$), salinidad (ppm), y pH.

Análisis de Laboratorio

Previo al análisis, las muestras (fitoplancton y epi-bentos) 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 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.

Identificación, cuantificación de dinoflagelados epi-bentónicos potencialmente tóxicos y medición de células del género *Ostreopsis*

El análisis cualitativo y semi-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 durante 1 hora (debido al volumen analizado) previo a su análisis. Las cámaras se cubrieron cuidadosamente con un cubre objeto cuadrado de cristal, para evitar la formación de burbujas. Las muestras se mantuvieron en un lugar a temperatura ambiente, protegiéndolas de la luz solar directa y sobre una superficie plana evitando posibles vibraciones, de manera que la sedimentación se realice homogénea sobre la placa.

La identificación 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 cinco/diez campos con el aumento de 40x para cuantificar los organismos pequeños y de mayor abundancia.

Los taxones de dinoflagelados epi-bentónicos potencialmente tóxicos fueron identificados hasta el nivel de género, mediante la literatura disponible: (Reguera, 2003; Penna et al., 2012; Carnicer, 2014; Murray et al., 2014; Carnicer, et al., 2015; Carnicer et al., 2016).

Para las muestras de macrófitos y el hidroide (19 en total) la concentración celular se expresó en número de células por gramos de peso húmedo de macroalgas (cél.g macroalga⁻¹), calculada mediante la siguiente fórmula:

$$N = \frac{X}{f}$$

Dónde:

N: Densidad/Concentración celular

X: Número de células contadas

f: Factor de conversión en función del volumen de la cámara de Utermöhl utilizado (2,973 ml)

v: Volumen total de agua filtrada

P: Peso húmedo de macroalgas/sustrato

Para la muestra del invertebrado cirrípedo, debido a su forma cónica, la densidad celular se expresó en células por área superficial del cono (cél.mm⁻²). Calculada mediante la siguiente fórmula:

$$N = \frac{\text{---}}{\sqrt{\text{---}}}$$

Dónde:

A: Área superficial del cono

r= radio de la base del cono

h= altura del cono

Una vez realizada la identificación de los organismos y la obtención de las fotografías mediante el programa Optika Vision Lite con el objetivo de 60x, se procedió a la medición de las células del género *Ostreopsis*. Este software fue debidamente calibrado de acuerdo al tamaño del dinoflagelado, cuyas mediciones se realizaron en base al tamaño dorso-ventral (DV) y ancho (A) de la célula, con el fin de realizar una aproximación en la identificación de especies potencialmente tóxicas de este género.

Identificación de dinoflagelados fitoplanctónicos y potencialmente tóxicos

El análisis cualitativo de la comunidad fitoplanctónica se realizó de igual manera mediante la sedimentación de las muestras en cámaras de Utermöhl utilizando columnas de agua de 50 ml durante un período de 24 horas (el tiempo de sedimentación

recomendado es de 1-4 horas por cada 10 ml), tiempo oportuno para que las células de fitoplancton se asienten en la placa aleatoriamente para su posterior identificación.

El procedimiento empleado en la preparación de las submuestras es el mismo aplicado en el análisis epi-bentónico. Cabe recalcar que sólo se utilizó el volumen sedimentado en la base de la cámara de Utermöhl (3 ml), colocando sobre ella un cubre objeto cuadrado de cristal, teniendo las mismas precauciones anteriormente descritas.

La diversidad de especies fitoplanctónicas se identificaron bajo el microscopio invertido, examinándose todo el fondo de la cámara con el objetivo de 40x. La clasificación e identificación de los diferentes taxones se realizó en función de los criterios taxonómicos y morfológicos proporcionados por Espinoza, Aymara & Quintanilla (2013) y Jiménez (2014).

Posteriormente, se estableció una tabla para indicar la ocurrencia de taxones por estación y punto de muestreo con su respectivo porcentaje, facilitando la clasificación en categorías, tales como: a) muy común ($\geq 60\%$); b) común ($<60\%$ y $\geq 30\%$); poco común ($<30\%$ y $\geq 10\%$); y raro ($<10\%$).

CAPÍTULO III: RESULTADOS

Comunidad epi-bentónica

Parámetros fisicoquímicos de superficie

Los parámetros fisicoquímicos del agua de mar presentaron valores relativamente constantes a lo largo de las tres estaciones. En cuanto a los componentes físicos, se determinó una temperatura superficial que osciló entre los 28°C~29°C, con niveles de salinidad que no superan los 35 ppm y una conductividad que varía entre 55000~57000 $\mu\text{s}/\text{cm}$. Respecto a los parámetros químicos, el agua de mar presentó un pH neutro con valores no mayores a 8, también se registraron porcentajes de saturación de oxígeno disuelto (ODO) de entre 90-100%, y concentraciones menores a 7 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ (Tabla 4).

Tabla 4.

Parámetros físico-químicos del agua de mar en las estaciones de muestreo

Parámetro fisicoquímicos	Bahía Santa Fe	Bahía Tortuga	Bahía Venecia
	29/03/2017	30/03/2017	06/04/2017
Temperatura °C	28,58	28,8	28,25
Salinidad ppm	34,6	34,68	34,24
Conductividad ($\mu\text{s}\cdot\text{cm}^{-1}$)	55025,7	56608,6	55393,1
ODO %	95,6	100,6	94,3
ODO ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)	6,34	6,4	5,11
pH	7,82	7,84	7,78

Composición de dinoflagelados epi-bentónicos potencialmente tóxicos

En la identificación de las microalgas epi-bentónicas en Galápagos, 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. Adicionalmente, el género *Gambierdiscus* fue identificado únicamente en Bahía Venecia, la tercera estación de muestreo (Tabla 5).

Abundancia de géneros de dinoflagelados epi-bentónicos potencialmente tóxicos

Los registros de la cuantificación de dinoflagelados epi-bentónicos potencialmente tóxicos indican que la mayor abundancia se presentó en Bahía Tortuga con un valor promedio de 12103 cél.g macroalga⁻¹, seguida de Bahía Santa Fé con 7049 cél.mm⁻², mientras que la menor abundancia de dinoflagelados se detectó en Bahía Venecia con una concentración promedio de 2754 cél.g macroalga⁻¹ (Tabla 5).

Siendo *Ostreopsis* el dinoflagelado dominante presentando la mayor abundancia celular con 148264 cél.g macroalga⁻¹ durante las tres estaciones de muestreo, seguida del género *Prorocentrum* con un total de 15734 cél.g macroalga⁻¹. Ambos géneros alcanzaron la máxima densidad celular en Bahía Tortuga con 10858 y 1004 cél.g macroalga⁻¹ respectivamente. Por consiguiente, los géneros *Amphidinium* y *Coolia* presentaron una concentración total de 7051 y 4802 cél.g macroalga⁻¹ respectivamente mostrando una mayor abundancia en Bahía Venecia con valores promedio de 781 y 582 cél.g macroalga⁻¹ respectivamente. Por el contrario, el género menos abundante fue *Gambierdiscus* con un valor total de 6 cél.g macroalga⁻¹, mostrando una distribución restringida identificándose únicamente solo en Bahía Venecia (Tabla 5)

Tabla 5.

Abundancia (cél. g macroalga⁻¹/cél.mm⁻²) y distribución de dinoflagelados potencialmente tóxicos por estaciones de muestreo y por género de sustrato

Estación de Muestreo	Sustrato marino	N° muestras	<i>Ostreopsis</i>	<i>Prorocentrum</i>	<i>Amphidinium</i>	<i>Coolia</i>	<i>Gambierdiscus</i>		
29/03/17	Bahía Santa Fé	<i>Tetraclita sp.</i>	1	3276	58	191	66	0	
			2	9897	76	457	76	0	
30/03/17	Bahía Tortuga	<i>Gracilaria</i>	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
				1	540	1980	108	72	0
		<i>Chlorophyta</i> (género desconocido1)	2	4140	430	161	81	0	
<i>Rodophyta</i> (género desconocido 2)	1		2058	882	1764	588	0		
06/04/17	Bahía Venecia	<i>Padina sp.1</i>	1	166	80	48	75	0	
		<i>Padina sp.2</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	
		<i>Hidroide</i>	1	1893	568	473	1136	0	

Tamaño celular del género *Ostreopsis* en los puntos de muestreo

La descripción morfológica respecto al tamaño celular, correspondió al género *Ostreopsis*, siendo éste un dinoflagelado con forma ovoidal-claviforme, anteroposteriormente achatado y terminado en punta en su zona ventral. Se observa un amplio rango de tamaños entre $DV=37,67-111,2 \mu\text{m}$ y de $A=24,29-102,11 \mu\text{m}$, donde se distinguen tres subgrupos; el primero está compuesto por células pequeñas, siendo estas las más abundantes; el segundo grupo corresponde a células de gran tamaño redondeadas, que presentan una frecuencia de aparición en menor medida. Morfológicamente también se observaron células de tamaño intermedio que podrían corresponder a otra especie (Figura 2).

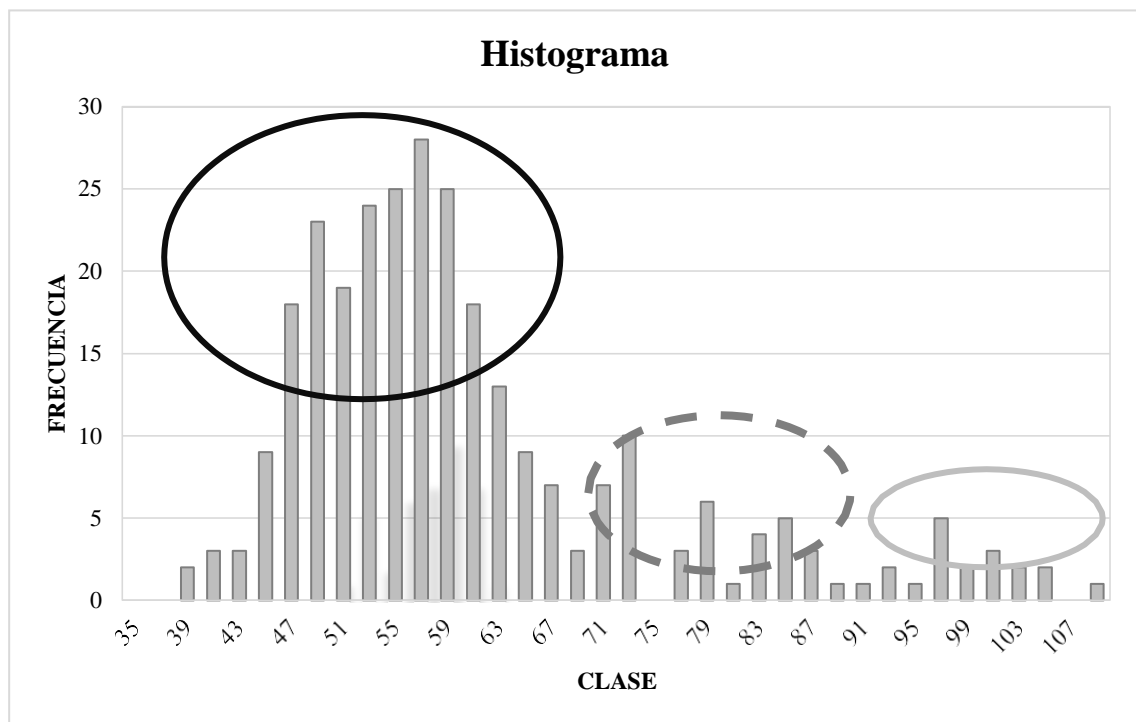


Figura 3. Histograma de frecuencia de la abundancia del género *Ostreopsis* respecto a los tamaños observados, n=288

En base a la caracterización morfológica del género *Ostreopsis*, las células pequeñas presentaron una forma de lagrima bien definida ($DV=52,13 \pm 5,16 \mu\text{m}$; $A=37,32 \pm 4,65 \mu\text{m}$; $N=190$) cuyo rango de tamaño coincide con los registrados para *O.cf ovata* (Figura 3a). Las células medianas mostraron una forma ovalada levemente puntiaguda en la zona ventral siendo similar a *O. cf. ovata*, 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 concuerda con el reportado para *O. labens*, no pudiendo asegurar su identificación por morfología celular (Figura 3b). 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* (Figura 3c).



Figura 4. Morfología del morfotipo a) pequeño b) mediano c) grande identificados en muestras de campo

Comunidad Fitoplanctónica

Parámetros fisicoquímicos de la columna de agua (30 metros)

Temperatura

La temperatura superficial a lo largo de las estaciones de muestreo permaneció relativamente constante oscilando entre 28,27-29,04 °C, y en fondo de 20,41-24,76 °C. A excepción de la Isla Santa Fe, donde se presentaron variaciones prominentes entre los diferentes gradientes de distancia de la costa, registrándose temperaturas superficiales de hasta 25,26 °C y de fondo de 26,20°C. Los más altos valores se reportaron al oeste a 5 y 10 millas. Por otro lado, en las zonas de estudio presentaron una tendencia a tener la termoclina entre 10-20 m. de profundidad con un descenso de temperatura de entre 4-5°C principalmente al norte en los puntos más lejanos a la costa. No obstante, al sur de Santa Fé también se observó la termoclina a 2 millas a profundidades de 15 m. con temperaturas que variaron entre 26,86-21,97°C. Asimismo en la zona noroccidental (Isla Seymour y Pinzón), se registraron diversas estratificaciones térmicas bastantes

marcadas en la columna de agua cuyos valores variaron entre 22,78-27,72°C (Figura 5, 6, 7 y 8).

Salinidad

El rango de salinidad en la columna de agua en las cuatro estaciones a lo largo de los diferentes puntos de muestreo osciló entre 34-35 ppm. A excepción de la zona sur en Santa Cruz donde se reportaron valores superficiales de 33,8 y de fondo de 35,1 ppm. De igual manera, en Santa Fé, se diferenciaron varios picos de salinidad cuyo máximo fue de hasta 36,7 ppm a 15 m. de profundidad. A diferencia de Pinzón y Seymour, cuyas condiciones de salinidad permanecieron constantes, registrándose estratificaciones no tan prominentes en la columna de agua (35,5-35,8 ppm). Cabe recalcar que en las áreas de estudio los valores más altos de salinidad se evidencian en la zona sur a 5 y 10 millas de costa principalmente (Figura 5, 6, 7 y 8).

pH

Las condiciones de pH en las cuatro estaciones de muestreo fueron constantes, a nivel superficial se registraron valores de 7,9-7,95 y en fondo de 7,81-7,91, evidenciando que el pH presentó una ligera disminución a medida que se incrementa la profundidad. En Seymour se diferenciaron dos picos a 10 y 5 millas con un aumento de 0,13 a 20 y 23,5 m. de profundidad respectivamente (Figura 5, 6, 7 y 8).

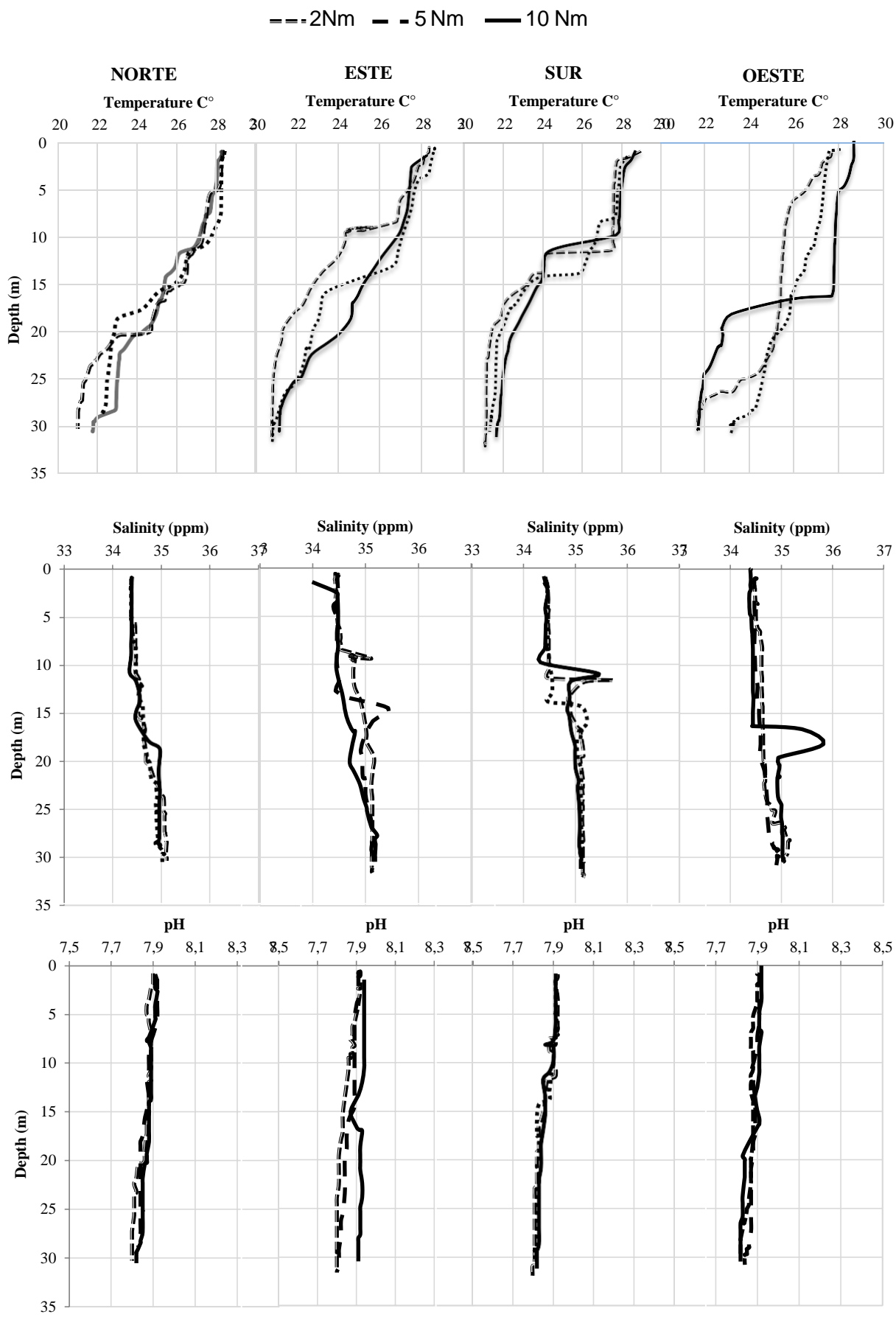


Figura 5. Parámetros físicoquímicos de la Isla Pinzón

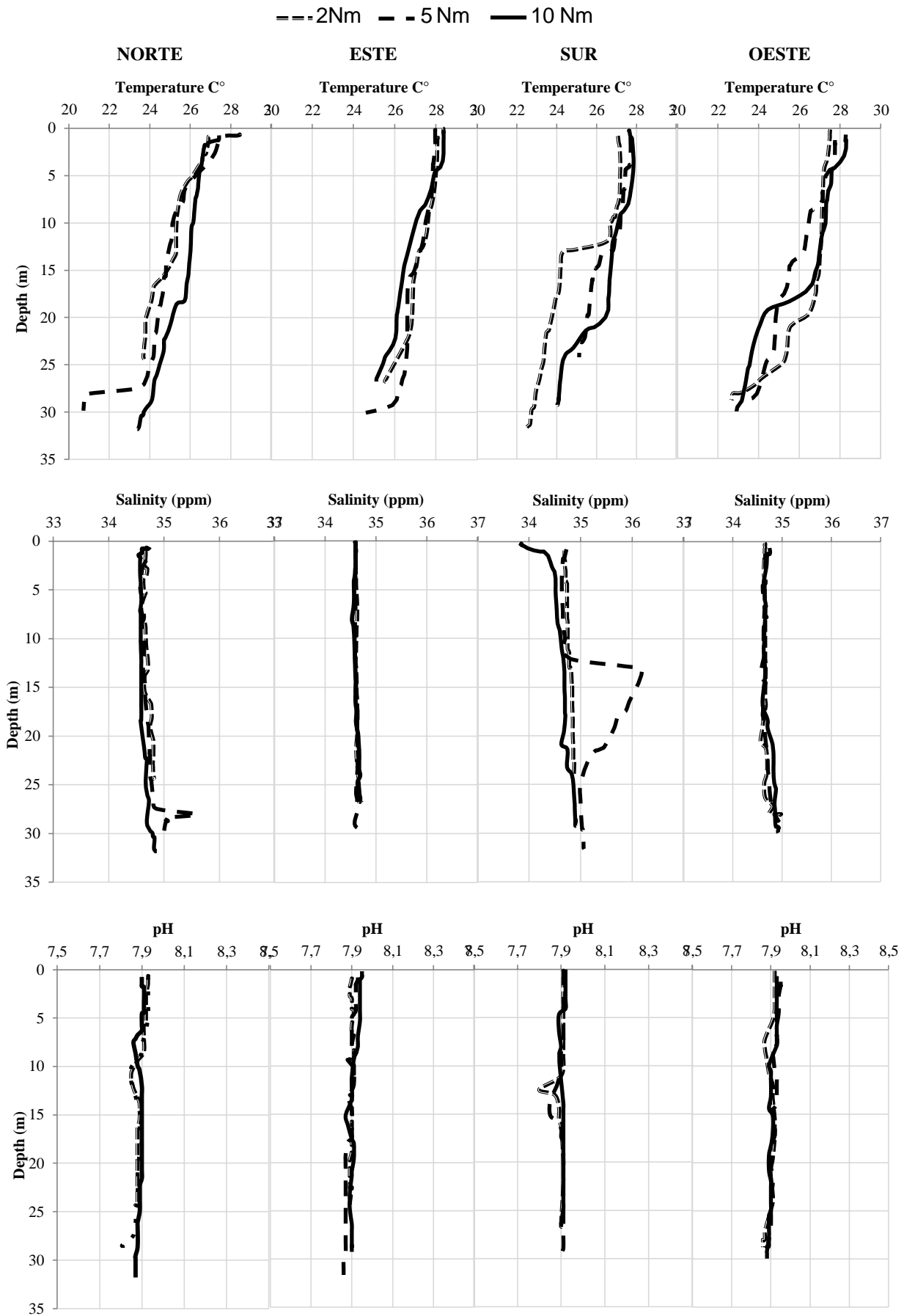


Figura 6. Parámetros físicoquímicos de la Isla Santa Cruz

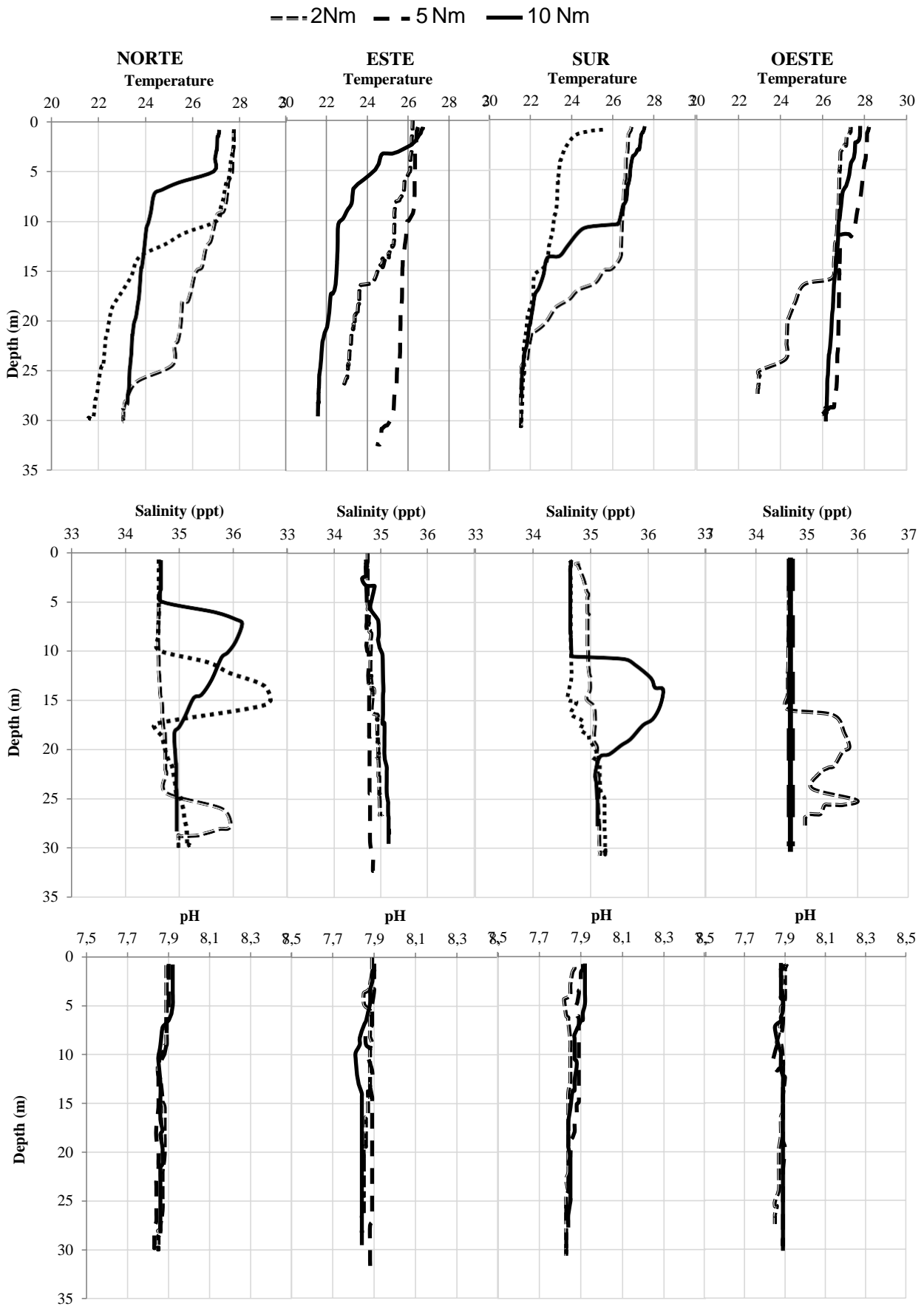


Figura 7. Parámetros físicoquímicos de la Isla Santa Fé

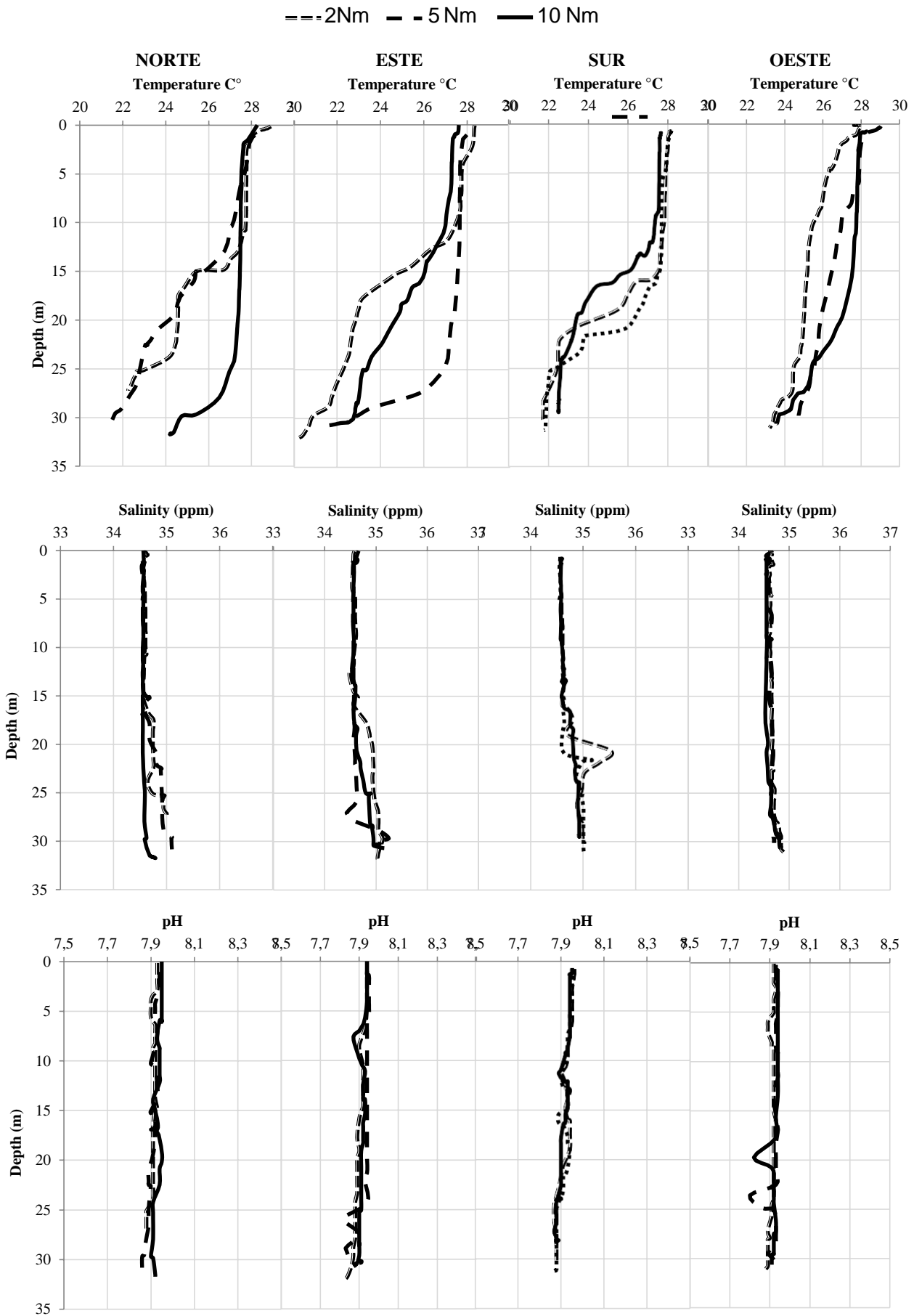


Figura 8. *Parámetros físico-químicos de la Isla Seymour*

Composición de especies fitoplanctónicas

En la identificación de microalgas fitoplanctónicas en la RMG se determinó la presencia de 134 especies pertenecientes a 37 géneros, distribuidos en 25 familias y 8 órdenes. El número de especies registradas por muestra varió entre 16 y 44, registrándose una mayor concentración en la zona noroccidental de la RMG, principalmente en la Isla Seymour (Tabla 6).

Los órdenes Gonyaucales y Peridinales presentaron el mayor número de taxones identificados (41 sp; 30,59% y 39 sp.; 29,10% respectivamente). Respecto al primero, la familia Ceratiaceae Kofoid fue la más diversa debido a la gran cantidad de taxones del género *Tripo* (26 sp.; 19,40%), seguida de Protoperidiniaceae, cuyo único género *Protoperidinium* contribuyó con 23 especies (17,16%). El tercero, en cuanto a orden y familia fue Dinophyceales (35 sp; 26,11%) siendo la familia Dinophyceae la más representativa con 25 taxones (18,65%). Donde los géneros *Dinophysis* y *Phalacroma* fueron los más numerosos con 14 especies (10,60%) y 9 especies (6,72%) respectivamente (Tabla 6).

De acuerdo a la frecuencia de ocurrencia, 19 especies (14,39%), se consideraron taxones muy comunes, siendo identificados en más del 60% de los puntos de muestreo, siete de los cuales pertenecían al género *Tripo*s. Las especies que presentaron mayor número de ocurrencias fueron *Tripo*s *furca* (42; 87,5%), *Oxytoxum tessellatum* y *Podolampas bipes* (41; 85,42% cada una). La categoría común fue representada por 23 taxones (17,16%), mientras que la poco común por 33 especies (24,63%). Entre los taxones raros se registraron 59 (44,02%), citando entre estos a *P. ovatum* *P. granii* *T. praelongum*, *Synophysis microcephalia*, *Amphisolenia bidentata* (1; 2,07% cada una), entre otras (Tabla 6).

Identificación de especies potencialmente tóxicas

En cuanto a las especies potencialmente tóxicas se registraron 26 taxones (19,40%) clasificados en 13 géneros. De las cuales 20 son originalmente fitoplanctónicas y 6 bentónicas. Entre las microalgas fitoplanctónicas el género más diverso fue *Dinophysis*

(5 sp.), siendo *D. caudata* y *D. doryphora* aquellas que presentaron mayor ocurrencia entre las muestras colectadas con 45,83 y 43,75% respectivamente. Seguido de los géneros *Phalacroma* y *Procentrum* con 2 especies (1,49%) cada uno. Siendo *P. mitra* (62,50%) la especie más frecuente entre los géneros citados, seguida de *P. minimum* (18,75%). Además, se pudo detectar que los géneros *Dinophysis*, *Phalacroma*, *Prorocentrum* y *Triplos* se encontraron formando asociaciones a lo largo de toda la zona de estudio. Por el contrario, el género menos diverso fue *Akashiwo* representado por 1 sola especie *A. sanguinea* (62,50%). Por otro lado, *Karlodinium* (43,75%), *Alexandrium* (37,50%), solo se identificaron hasta el nivel de género. Respecto a las microalgas epibentónicas potencialmente tóxicas se reportaron 3 géneros, siendo *Ostreopsis*, el que presentó mayor frecuencia de ocurrencia en las estaciones de muestreo (24; 50%), seguido de *Prorocentrum* (16; 33,3%) y *Coolia* (8; 16,67%) (Figura 9).

Tabla 6.

Frecuencia de Ocurrencia de especies en las estaciones y puntos de muestreo

TAXA	SANTA FE										PINZON										SEYMOUR										SANTA CRUZ										N°	%
	N		S		E		O		N		S		E		O		N		S		E		O		N		S		E		O											
	2	5	1	0	2	5	1	0	2	5	1	0	2	5	1	0	2	5	1	0	2	5	1	0	2	5	1	0	2	5	1	0										
<i>Prorocentrales</i>																																										
<i>Prorocentraceae</i>																																										
<i>Prorocentrum</i>																																										
Stein 1833																																										
<i>Prorocentrum compressum</i> (Bailey) Abé ex Dodgexz 1975																																										
	X	X			X	X	X	X	X		X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	36	75,00						
<i>Prorocentrum sp.</i>												X	X	X	X																			X		X	7	14,58				
<i>Prorocentrum lima</i> (Ehrenberg) Dodge 1975										X									X		X											X			X	X	X	8	16,67			
<i>Prorocentrum micans</i> Ehrenberg 1833										X																												1	2,08			
<i>Prorocentrum minimum</i> (Pavillard) Schiller 1933	X	X								X		X			X	X			X													X	X					9	18,75			
<i>Prorocentrum triestinum</i> Schiller 1918	X	X											X	X																									2	4,17		
<i>Prorocentrum rhathymum</i> Loeblich, Sherley					X	X		X											X	X							X					X							8	16,67		

<i>Phalacroma porodyctium</i> Stein 1833		X		X					X	X								4	8,33		
<i>Phalacroma equalanti</i> (E. Balech) Y.B. Okolodkov 2014								X	X	X								3	6,25		
<i>Phalacroma amandula</i> (Balech) Sournia 1973					X	X			X	X		X	X	X	X		X	X	11	22,92	
<i>Phalacroma operculoides</i> F. Schütt 1895								X	X					X	X				4	8,33	
<i>Phalacroma parvulum</i> (Schütt) Jörgensen 1923																	X	X	1	2,08	
<i>Phalacroma argus</i> Stein 1883					X														1	2,08	
<i>Phalacroma mitra</i> Schütt 1895	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	30	62,50
<i>Phalacroma rotundatum</i> (Claparède & Lachmann) Kofoid & Michener 1911	X								X	X	X	X	X				X	X	7	14,58	
<i>Metaphalacroma skogsbergii</i> L. S. Tai 1934									X								X	X	2	4,17	

Ptychodiscales

Ptychodiscaceae

***Ptychodiscus*
Stein 1883**

<i>Ptychodiscus noctiluca</i> Stein 1883	X			X				X X	X	X X	X	X X X X	X X	X	X	16	33,33
--	---	--	--	---	--	--	--	-----	---	-----	---	---------	-----	---	---	----	-------

Gymnodiniales

Gymnodiniaceae

Gyrodinium Kofoid & Swezy														X		1	2,08
--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	---	--	---	------

<i>Gyrodinium spirale</i> (Bergh) Kofoid & Swezy 1921	X	X	X		X X		X	X		X	X		X			10	20,83
---	---	---	---	--	-----	--	---	---	--	---	---	--	---	--	--	----	-------

<i>Cochlodinium</i> F. Schütt 1896							X									1	2,08
---	--	--	--	--	--	--	---	--	--	--	--	--	--	--	--	---	------

<i>Ceratoperidinium</i> Stein 1878 <i>Ceratoperidinium falcatum</i> (Kofoid & Swezy) Reñe & Salas 2013					X X X		X		X X	X X	X X	X X X X	X X	X X	X	18	37,50
--	--	--	--	--	-------	--	---	--	-----	-----	-----	---------	-----	-----	---	----	-------

<i>Akashiwo</i> G. Hansen & Moestrup 2000 <i>Akashiwo sanguinea</i> (Hirasaka) G. Hansen & Moestrup 2000	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	30	62,50
--	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	----	-------

***Balechina* Loeblich Jr. & Loeblich III,**

1968

Balechina
coerulea (Dogiel)
 F. J. R. Taylor
 1976

X X X X	X		X	X X X X	X X	X X X	X X X X X X X	X X		X	X X	27	56,25
---------	---	--	---	---------	-----	-------	---------------	-----	--	---	-----	----	-------

Karenaceae

Karenia G.
 Hansen et
 Moestrup 2000

	X			X X		X X X		X X X		X X		11	22,92
--	---	--	--	-----	--	-------	--	-------	--	-----	--	----	-------

Karenia
papilionacea A.J.
 Haywood & K.A.
 Steidinger 2004

								X				1	2,08
--	--	--	--	--	--	--	--	---	--	--	--	---	------

Brachidiniaceae

Karlodinium J.
 Larsen 2000

		X X		X X X X		X X X X	X X	X X	X X	X	X X	X X	21	43,75
--	--	-----	--	---------	--	---------	-----	-----	-----	---	-----	-----	----	-------

Warnowiaceae

Warnowia
 Lindemann 1928

				X		X		X X X X		X X		X	10	20,83
--	--	--	--	---	--	---	--	---------	--	-----	--	---	----	-------

Gonyaucales

Gonyalacaceae

Alexandrium
 Halim 1960

X		X X		X X X		X X	X	X	X X X X X		X	X X	18	37,50
---	--	-----	--	-------	--	-----	---	---	-----------	--	---	-----	----	-------

Lingulodinium
 D. Wall 1967

Lingulodinium

							X	X					2	4,17
--	--	--	--	--	--	--	---	---	--	--	--	--	---	------

(Ehrenberg) F. Gómez 2013 <i>Tripos massiliense</i> (Gourret) F. Gómez 2013	X X			X				X	XX		X	XXX		X	11	22,92
<i>Tripos pentagonum</i> (Gourret) F. Gómez 2013	X X		X X X	X X X	X X X	X X	X X X	X	X X	X X X	X X X	X X	X X X X	X X	33	68,75
<i>Tripos praelongum</i> (Lemmermann) F. Gómez 2013											X			1	2,08	
<i>Tripos reflexus</i> (Cleve) F. Gómez 2013														X	1	2,08
<i>Tripos symmetricum</i> Pavillard	X														1	2,08
<i>Tripos trichoceros</i> (Ehrenberg) F. Gómez 2013	X	X						X X	X	X X	X X	X	X X X	X	14	29,17

Ceratocoryaceae
***Ceratocorys* Stein**
1883

<i>Ceratocorys horrida</i> Stein 1883	X	X	X X		X X X	X	X X	X X X	X X X	X X X		X X X	X X X	X X X	X X X	31	64,58	
<i>Ceratocorys armata</i> (Schütt) Kofoid 1910	X X		X		X X X X	X X		X X X X			X	X	X X	X	X	X	20	41,67

Cladopyxidaceae

***Palaeophalacroma*
Schiller 1928**

<i>Paleophalacroma uncinatum</i> Schiller 1928	X		X X		X	X	X	X		X X	X		X	X X	13	27,08
---	---	--	-----	--	---	---	---	---	--	-----	---	--	---	-----	----	-------

Protoceratiaceae

***Protoceratium*
Bergh 1881**

<i>Protoceratium reticulatum</i> (Clapaède & Lachmann) Büschli 1885	X															1	2,08
							X									1	2,08

***Ostreopsidaceae*
Lindemann**

<i>Coolia</i> Meunier 1919				X X X	X	X		X X							X	8	16,67
-------------------------------	--	--	--	-------	---	---	--	-----	--	--	--	--	--	--	---	---	-------

***Ostreopsis*
Schmidt 1901**

<i>Ostreopsis lenticularis</i> Fukuyo 1981	X		X	X	X X X	X		X X X X X			X X	X	X	X	X	X X	20	41,67
<i>Ostreopsis</i> cf. <i>ovata</i> Fukuyo 1981								X									2	4,17
								X									2	4,17

Pyrophacaceae

<i>Pyrophacus</i> Stein 1883	X X X	X X X	X X X	X X X	X X X	X X X	X X X	X X	X X		X X	X	X X X	X X X X X	X	36	75,00
---------------------------------	-------	-------	-------	-------	-------	-------	-------	-----	-----	--	-----	---	-------	-----------	---	----	-------

Amphidomatacea

<i>Amphidoma</i> Stein 1883	X X	X X		X X	X X X														9	18,75
--------------------------------	-----	-----	--	-----	-------	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	---	-------

Peridiniales

Oxytoxaceae

<i>Oxytoxum</i> Stein 1883																				
<i>Oxytoxum</i> <i>tesselatum</i> (Stein) F. Schütt 1895	X X X	X X X	X X X		X	X X X X	X X	X X	X X X	X	X X X X	X X X	X X X	X X X	X X X	X X X	X X X	X X X	41	85,42
<i>Oxytoxum</i> <i>milneri</i> Murray & Whitting 1899				X		X			X		X	X	X	X X	X	X X X			12	25,00
<i>Oxytoxum</i> <i>scolopax</i> Stein 1883					X		X	X	X	X			X	X					8	16,67
<i>Oxytoxum</i> <i>sceptrum</i> (F.Stein) Schröder 1906						X		X X	X	X		X X	X	X			X X X		12	25,00
<i>Oxytoxum</i> <i>constrictum</i> (Stein) Bütschli 1885									X										1	2,08
<i>Oxytoxum</i> <i>caudatum</i> Schiller 1937												X							1	2,08
<i>Oxytoxum</i> <i>elegans</i> Pavillard 1916													X						1	2,08
<i>Oxytoxum</i> <i>coronatum</i> Schiller 1937						X													1	2,08
<i>Oxytoxum</i> <i>crassum</i> Schiller									X				X X	X					4	8,33

(Dangeard)
Balech 1974

				X X		X X		X	X X X	X X X			X		X X X	15	31,25	
<i>Protoperidinium</i> <i>sp.</i>													X	X X X		4	8,33	
<i>Protoperidinium</i> <i>divergens</i> (Ehrenberg) Balech 1974					X X	X X				X X X X	X X X X	X		X X		15	31,25	
<i>Protoperidinium</i> <i>elegans</i> (Cleve) Balech 1974	X		X										X			3	6,25	
<i>Protoperidinium</i> <i>minutum</i> (Kofoid) Loeblich III 1970			X X X	X	X X X X			X X X X X X X X X X		X X X X X X X X X X X X				X		30	62,50	
<i>Protoperidinium</i> <i>oblongum</i> (Aurivillius) Parke & Dodge 1976	X X X			X				X	X		X				X X	9	18,75	
<i>Protoperidinium</i> <i>oceanicum</i> (VanHöffen) Balech 1974	X X				X	X X	X	X	X X	X	X X	X	X		X X X	X X	19	39,58
<i>Protoperidinium</i> <i>periforme</i>	X												X			2	4,17	
<i>Protoperidinium</i> <i>pellucidum</i> Bergh 1881	X			X	X X X X X	X		X X	X X	X X	X X	X	X		X X X X	21	43,75	
<i>Protoperidinium</i> <i>curtipes</i> (Jorgensen) Balech 1974	X	X	X		X X X X		X	X X X X	X	X	X	X X X X X X			X	22	45,83	
<i>Protoperidinium</i> <i>pyriforme</i> (Paulsen) Balech 1974	X X X		X	X											X X	7	14,58	

<i>Protoperidinium steinii</i> (Jorgensen) Balech 1974	X X X	X X X	X X X	X X	X	X X X X	X X	X X X	X X X	X X X X							40	83,33
<i>Protoperidinium granii</i> (Ostenfeld) Balech 1974								X									1	2,08
<i>Protoperidinium ovatum</i> Pouchet 1883									X	X	X		X X	X			6	12,50
<i>Protoperidinium cerasus</i> (Paulsen) Balech 1974													X				1	2,08
Pyrocystales																		
Pyrocystaceae																		
Pyrocystis Wyville-Thompson 1876																		
<i>Pyrocystis lunula</i> (Schütt) Schütt	X				X	X	X	X X	X	X X		X		X	X		12	25,00
Dictyochales																		
Dictyochaceae																		
Dictyocha Ehrenberg 1837																		
<i>Dictyocha fibula</i> Ehrenberg 1837			X							X			X			X	4	8,33
Octactis Schiller 1925																		
<i>Octactis octonaria</i> (Ehrenberg) Hovasse 1946			X		X		X										3	6,25

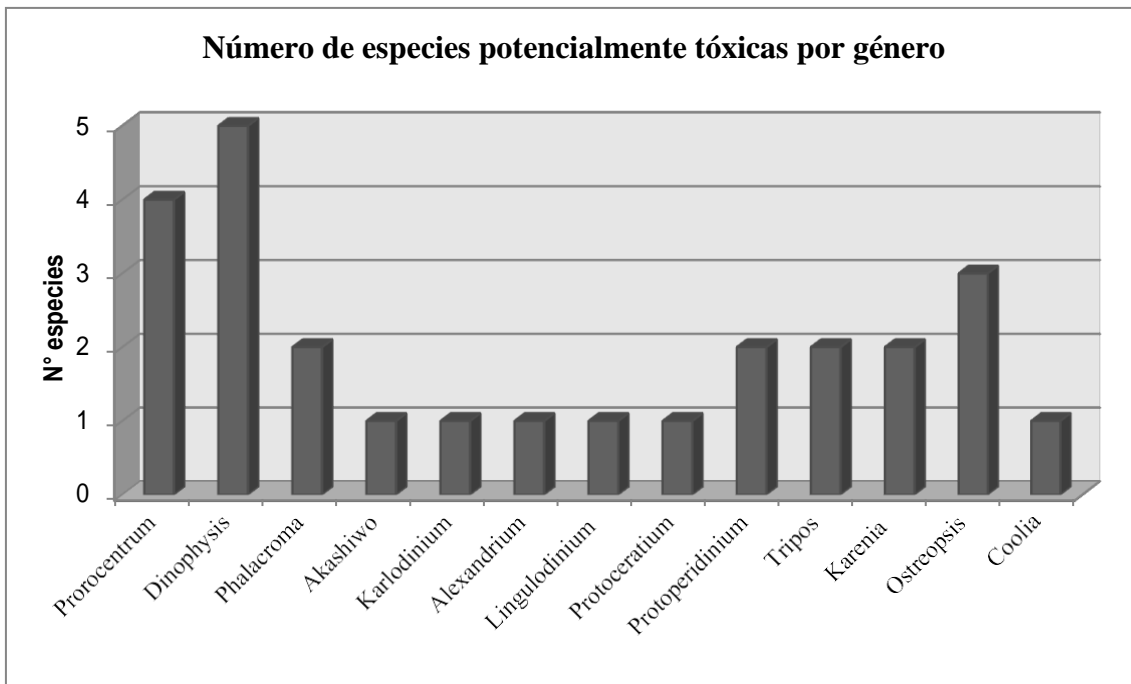


Figura 9. Número de especies potencialmente tóxicas por género de dinoflagelado fitoplanctónico

CAPÍTULO IV: DISCUSIÓN

Comunidad Epi-bentónica

La composición de **dinoflagelados epi-bentónicos potencialmente tóxicos** identificados en la RMG pertenecen a 5 géneros, siendo estos *Ostreopsis*, *Gambierdiscus*, *Prorocentrum*, *Amphidinium* y *Coolia*, cuya presencia en aguas de este archipiélago no es inesperada, ya que son resultados similares a los reportados en estudios realizados en otras islas del trópico bajo condiciones ambientales semejantes a las registradas en Galápagos. Tal es el caso de las Polinesias francesas (Fukuyo, 1981; Bagnis et al., 1985), Nueva Zelanda (Rhodes et al., 2002 ; Shears & Ross, 2010), Hawai'i (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; Tawong et al., 2014) y Oriental (Band-Schmidt et al., 2011; Vargas-Montero et al., 2012; Carnicer et al., 2016). No obstante, 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 citados anteriormente. 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. Pese a ello, se encontró una gran diversidad y abundancia de dinoflagelados bentónicos en el área de estudio. Entre otras razones, debido, probablemente a su ubicación en una zona de transición de corrientes marinas que aportan aguas tropicales cálidas provenientes del norte por la corriente de Panamá a las que se suman desde el sur aguas frías de la corriente de Humbolt, con un flujo direccional de oeste-este proveniente del Pacífico Central donde actúa la subcorriente Ecuatorial de Cromwell, que recorre desde el fondo del océano hasta la superficie permitiendo la dispersión de aguas ricas en nutrientes y dando lugar a afloramientos en capas superficiales de agua (Dirección del Parque Nacional Galápagos, 2014). Además, el aislamiento geográfico, las condiciones geológicas y oceanográficas de la región insular ejercen gran influencia en la creación de microclimas, que a su vez, favorecen la formación de particulares hábitats

albergando una multiplicidad de especies y estableciendo claramente dos épocas climáticas bien definidas, la estación fría-seca (junio-diciembre) y la estación caliente-húmeda (enero-mayo). Siendo esta última donde alcanzan temperaturas de agua superficial que oscilan entre 26-31°C, condiciones ambientales óptimas para el desarrollo celular de estos dinoflagelados epífitos (INOCAR, 2011). Sumado a esto, el transporte de células o quistes en el agua de lastre (Smayda, 2007) de embarcaciones turísticas y pesqueras que a diario ingresan a la RMG, podría ser la principal conexión y medio de dispersión de microorganismos potencialmente tóxicos provenientes de todo el mundo, pudiendo incorporar especies invasoras en el ecosistema marino (Carnicer et al., 2016).

De igual manera, los resultados anteriores evidencian una clara **dominancia del género *Ostreopsis***, tanto en abundancia, como en ocurrencia, aportando la mayor concentración celular de este estudio (84% del total cuantificado), detectándose la presencia de un bloom con $1,48 \times 10^5$ cél.g macroalga⁻¹. Este fue perceptible a simple vista ante la presencia de una matriz mucilaginosa asentada sobre la superficie de macrófitos, la cual, según Giussani et al. (2015) les proporciona protección ante ambientes perturbados.

Las densidades celulares reportadas son una tendencia inusual a latitudes tropicales, constituyendo el primer blooms de *Ostreopsis* reportado para el cinturón del Pacífico; (Omura et al., 2010; Parsons et al., 2012; Ramírez, 2017). No obstante, actualmente, este dinoflagelado ha mostrado una aparente expansión hacia regiones más templadas donde, a diferencia de zonas tropicales y subtropicales, se presentan cambios abruptos en las condiciones ambientales a lo largo del año, llegando a formar FAN intensas (Carnicer et al., 2015). Entre estas citamos, las floraciones en el Mar Mediterráneo ($>1 \times 10^6$ cél.g macroalga⁻¹), las cuales ocurren a finales de verano principios de otoño (julio, agosto, septiembre) cuando las temperaturas del mar se incrementan por encima de los 27°C (Vila et al., 2001; Tichadou et al., 2010; Mangialajo et al., 2011; Carnicer et al., 2015). Sin embargo, en la estación invernal cuando descienden las temperaturas, éstas tienden a desaparecer formando quistes, que facilitan su transporte hacia otras zonas (Honsell et al., 2013). Por tal razón, las elevadas concentraciones de *Ostreopsis* en la RMG, 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) (Jara et al., 2012). Al igual que en la Isla Reunión (Francia), donde también se determinó la presencia de blooms, pudiendo ser los cambios extremos de temperatura

un factor que acelera el crecimiento y modifica la dinámica poblacional de estas microalgas (Carnicer, 2014). Dichas condiciones no se dan en zonas más cálidas como el Mar del Caribe (Okolodkov et al., 2007; Almazán-Becerril et al., 2012; Aguilar-Trujillo, et al., 2014) y las costas del Ecuador (Ramírez, 2017) donde las temperaturas se mantienen relativamente constantes, fluctuando entre 3-5°C durante todo el año (Palacios & Rosero, 2014), pudiendo limitar el crecimiento desmesurado de este dinoflagelado.

Por otro lado, el género *Ostreopsis* comprende nueve especies, cuya identificación se ha basado originalmente en diferenciación morfológica. No obstante, aún existe controversia en su taxonomía, por falta de caracterización genética en este ámbito (Penna et al., 2005; 2010). Por tal motivo, en el presente estudio se procedió a realizar la identificación de especies potencialmente tóxicas de *Ostreopsis* mediante caracterización morfológica a través de la medición del diámetro dorso-ventral y ancho de sus células. Cabe recalcar que la aplicación de este método presenta ciertas dificultades, ya que el tamaño celular y superficie tecal de este dinoflagelado muestra similitudes entre las diferentes especies (Penna et al., 2005). Sin embargo, debido a limitaciones de recurso, no se optó por otros métodos como la biología molecular, microscopía electrónica y de epifluorescencia que permiten una mejor observación del patrón de placas, proporcionando mayor veracidad en la obtención de datos (Berdalet et al., 2017). Las observaciones de morfología celular en la RMG reportaron tres morfotipos, en base a la diferenciación en forma y tamaño. El morfotipo pequeño presentó una forma lagrimal y un rango de tamaño que coincide con el reportado para *O.cf. ovata* (Faust et al., 1996). Dichas medidas se encuentran dentro de las registradas por Carnicer et al. (2016) en las costas ecuatorianas, donde mediante análisis filogenético se identificó la presencia de esta especie agrupándola en el clado Atlántico-Indo-Pacífico, lo que sugiere que probablemente los morfotipos de la RMG pudieran encontrarse dentro del mismo. Esta especie, según los episodios del Mediterráneo, producen OVTXs y análogos de PLTX (Ciminiello et al., 2006; 2008; 2010; 2012). Sin embargo, en otros lugares como la Isla Reunión (Carnicer, 2014; Carnicer et al., 2015b), Japón (Sato et al., 2011) y en Ecuador (Carnicer et al., 2016), las cepas analizadas no presentaron toxicidad. Pese a ello, no se puede descartar su potencial tóxico en la RMG, siendo necesario un estudio en profundidad para determinar su toxicidad. Pues hasta el momento se desconoce si la diferencia en los perfiles de toxinas detectados dentro de los clados genéticos se deba a los patrones de distribución de esta especie, responde a

condiciones ambientales específicas, como medio de adaptación, o a la presencia de bacterias endosimbiontes (Carnicer et al., 2016). También, podría constituir una estrategia de supervivencia, ya sea como mecanismo de defensa, comunicación o por competencia, debido a la función alelopática que cumple la PLTXs segregada por *O. cf. ovata* (Anderson et al., 2012). Por otro lado, el gran morfotipo presentó una forma redondeada ovoidal similar a la de *O. lenticularis*. Pero, sus dimensiones estuvieron dentro del rango reportado para *O. marinus*, por Faust (1999). Por lo que basado únicamente en descripción morfológica no se puede definir la especie de este morfotipo. Asimismo, en las muestras de campo también se observaron células de tamaño intermedio cuya morfología indica que puede ser *O. labens* (Faust & Morton, 1995). No obstante, debido a que éstas se superponen con las células pequeñas no es posible establecer una identificación específica.

Además, de *O. cf. ovata*, existen, cuatro especies consideradas productoras de compuestos tóxicos (GEOHAB, 2012). En áreas tropicales, se ha detectado OTXs en *O. lenticularis* (Mercado et al., 1994) y *O. siamensis* (Usami et al., 1995), y mascarenotoxinas en *O. mascarenensis* (Lenoir et al., 2004). Recientemente, *O. fattorussoi* reportada en Chipre, Líbano y en las costas mediterráneas, es una de las especies más pequeñas detectadas para este género, que junto con *O. cf. ovata*, son los dos únicos taxones que sintetizan OVTXs (Accoroni et al., 2016). Sin embargo, aunque en este estudio no se detectan la presencia de estas especies, no se puede descartar el hecho de encontrar nuevos congéneres en la zona estudiada, bajo otras condiciones ambientales. Siendo evidente la necesidad de realizar mayores investigaciones complementándolas con análisis genéticos para poder afirmar su correcta identificación. Asimismo, mencionadas toxinas se acumulan en el tejido y tracto digestivo de peces y mariscos que a través de la cadena alimentaria tienen como hospedero final el ser humano (Munday, 2011). Dichas FAN se han asociado a graves afectaciones en la salud pública (efectos, gastrointestinales, neurológicos y cardiovasculares) (Penna et al., 2005). Incluso llegando a ser letales a bajas concentraciones, como en Dinamarca, Hawaií y Madagascar, donde se reportaron casos de mortandad por clupestoxismo tras la ingesta de sardina contaminada (Desportes, 1777; Melton et al., 1984; Onuma et al., 1999); citado por Riobó-Agulla (2008). Sin embargo, según Tubaro et al. (2011) y Bravo et al. (2012), el género *Ostreopsis* también ha sido detectado en la columna de agua y en el aerosol marino, probablemente como parte de su ciclo de vida o por las elevadas densidades que cubren el área foliar de sus hospederos que limitan el espacio

para su supervivencia, generando un riesgo potencial al entrar en contacto directo con bañistas, dando lugar a irritaciones a la piel, conjuntivitis y enfermedades respiratorias. Asimismo, en GEOHAB (2012), se afirma que estas biotoxinas marinas también presentan consecuencias ecológicas negativas. En Brasil (Granéli et al., 2002) y Nueva Zelanda (Shears & Ross, 2009) las floraciones de *O. cf. ovata* y *O. siamensis* estuvieron relacionadas con la mortalidad de erizos de mar y fibropapilomatosis en tortugas marinas verdes (*Chelonia mydas*) (Parsons & Preskitt, 2007). Del mismo modo, Berdalet et al. (2017) menciona que, estas floraciones pueden afectar gravemente a la economía de las zonas costeras, incidiendo en la disminución del turismo y limitaciones pesqueras, siendo éstas las principales actividades de subsistencia en la RMG. 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.

En cuanto al género *Gambierdiscus* presente en este estudio, es un dinoflagelado endémico de zonas tropicales y subtropicales, reportándose frecuentes eventos de FAN's principalmente en costas e islas del Caribe (Delgado et al., 2006; Mancera-Pineda et al., 2014; Navarro-Vargas et al., 2014), y concentraciones considerables en aguas cálidas del Pacífico como Australia, Hawaii y las Islas Coco (Parsons et al., 2012; Vargas-Montero et al., 2012; Murray et al., 2014; Munday et al., 2017). En la actualidad, debido a diversos factores de dispersión y ante los cambios globales, se han detectado en regiones más templadas, como en las costas de Grecia, las Islas Baleares (Caillaud et al., 2010) y en las costas atlánticas de Canarias (Fraga & Rodríguez, 2014) en bajas densidades. Por consiguiente, se puede puntualizar que *Gambierdiscus* presenta un patrón estacional más restringido a aguas con temperaturas elevadas. Sin embargo en la RMG, siendo una zona relativamente óptima para el desarrollo de estas microalgas por las características ambientales antes señaladas, presentó concentraciones celulares muy bajas (6 cél.g macroalga⁻¹), posiblemente debido a la relación inversamente proporcional que tiene con la presencia del género *Ostreopsis*, ya que según Mancera-Pineda (2014) se ha demostrado que mientras disminuye el número de células de *Gambierdiscus*, se incrementa la concentración de *Ostreopsis*. Este suceso puede ser debido al desplazamiento por territorialidad, competencia (espacio, irradiación solar, nutrientes u otros factores) o alelopatía, es decir, la producción de ciertos compuestos bioquímicos que inhiben el crecimiento y afectan a la supervivencia y reproducción de

estos microorganismos (Richlen & Lobel, 2011). Sin embargo, aunque la presencia de *Gambierdiscus* en la RMG no se considera de alto riesgo para la salud pública, debido a la baja densidad celular registrada, puede constituir un acontecimiento de alerta, principalmente al ser ésta una zona de gran potencial turístico, pesquero y de intenso comercio marítimo nacional e internacional. Por lo que no se puede descartar que dichas abundancias se incrementen, en otra época climática del año, que induzca su proliferación generando efectos tóxicos. Pues, en los últimos 30 años, de acuerdo a investigaciones realizadas por Skinner et al. (2011), la incidencia de ciguatera en el Pacífico Sur, provocada por la bioacumulación de la toxina de este dinoflagelado en peces, ha tenido un notable incremento del 60%, tasa que podría aumentar a causa de las alteraciones globales en los patrones climáticos, explotación insostenible de los recursos marinos costeros y degradación de los ecosistemas arrecifales (Tester et al., 2010). De igual manera, no se puede descartar la presencia de brotes de intoxicación en la RMG, ya que la ausencia de reportes sintomatológicos probablemente se deba a la escasa información científica, y a la falta de control y seguimiento por parte de las autoridades ambientales, pesqueras y de salud, quienes posiblemente atribuyan la culpabilidad a otros factores externos subestimando la potencial toxicidad de estas especies.

En cuanto a los géneros *Prorocentrum*, *Coolia* y *Amphidinium*, estos son considerados dinoflagelados bénticos de carácter cosmopolita, que presentan una distribución geográfica bastante amplia, registrándose tanto en aguas costeras cálidas como templadas a lo largo de todo el globo terráqueo (Nagahama et al., 2011; Mancera-Pineda et al., 2014; Rhodes et al., 2014). Mostrando mayor dominancia a latitudes tropicales, en concentraciones relativamente constantes a lo largo del año (Almazán-Becerril et al., 2015). Es así como en este estudio, se registró a *Prorocentrum* como el segundo taxón más abundante ($1,5 \times 10^4$ cél.g⁻¹) seguido de *Amphidinium* y *Coolia* (7051 y 4801 cél. g⁻¹ respectivamente), cuyas densidades superan a las reportadas para el Pacífico (>1000 cél.g⁻¹), pero se encuentran dentro del rango detectado para el Caribe ($2,0 \times 10^4$ cél.gr⁻¹) (Delgado et al., 2006; Almazán-Becerril et al., 2012; Mancera-Pineda et al., 2014; Quintana & Mercado-Gómez, 2017). En este sentido, aunque los resultados obtenidos en la RMG, podrían corresponder a las elevadas temperaturas durante el período de muestreo, que favorecen el crecimiento de estas microalgas (Parsons & Preskitt, 2007). De acuerdo a Rhodes et al. (2002), también podría atribuirse a la presencia de aguas con bajo movimiento circulatorio y alta transparencia que facilita su

supervivencia en ecosistemas bentónicos. Cabe recalcar que, estudios ecofisiológicos evidencian que en áreas ciguatoxigénicas, estos dinoflagelados se encuentran asociados a la ciguatera, coexistiendo con *Gambierdiscus* (Almazán-Becerril et al., 2015). Si bien, estos géneros han sido menos estudiados, *Prorocentrum* se relaciona con la producción de toxinas DSP como AO y sus derivados (DTXs, YTXs y PTXs) acumulándose en el tejido adiposo de moluscos bivalvos (Delgado-Miranda, 2005). En Japón y Australia, se han reportado brotes tóxicos, pese que no se conocen de víctimas mortales a causa de esta enfermedad (Burgess & Shaw, 2001). Asimismo, *Coolia* en Queensland mediante análisis HPLC se detectó contenido de cooliatoxinas, sin episodios toxígenos hasta el momento (Holmes et al., 1995). Por tanto, en la RMG no se puede descartar el incremento celular y el potencial tóxico de estos géneros.

Comunidad Fitoplanctónica

La **composición de dinoflagelados fitoplanctónicos** registrados en las cuatro islas del Archipiélago de Galápagos, a lo largo de los puntos cardinales a diferentes gradientes de distancia (2, 5, 10 millas), presentó un total de 134 especies, logrando evidenciar una alta riqueza específica, principalmente concentrándose en la zona norte de la Isla Seymour en los puntos más lejanos a la costa (5-10 millas). Este evento, es corroborado por Coello & Prado (1999), quienes mediante arrastres verticales realizados en la zona nerítica y oceánica de la RMG determinaron que la elevada fertilidad fitoplanctónica en esta área es consecuencia de las condiciones oceanográficas presentes en marzo y abril, debido al avance de las aguas tropicales cálidas del norte y al cambio del complejo sistema de corrientes. Esto genera la presencia de pequeños afloramientos relacionados con masas de Agua Subtropical Superficial (ASTS), que contribuyen con gran aporte de nutrientes (Torres & Tapia, 2000). Pese a estos resultados, no se puede aseverar que la diversidad de especies fitoplanctónicas identificadas en este estudio pudiera incrementarse ante cambios de estacionalidad. Según lo planteado por Tapia (2007) y Coello & Prado (1999), la productividad biológica se incrementa en un 50% a inicios de la época invernal a temperaturas superficiales de 22-24°C. Probablemente debido a los periodos de surgencia de la corriente fría de Cromwell, agua rica en oxígeno y nutrientes. Por lo que, sería interesante realizar nuevos arrastres en la zona durante otras épocas del año y así poder comparar los resultados.

La gran riqueza de dinoflagelados registrada en este estudio, reflejan la importancia de este grupo en regiones tropicales y subtropicales, posiblemente por presentar estrategias de vida exitosas para adaptarse y sobrevivir en ambientes cálidos (Arteaga et al., 2016). Las costas e islas del Pacífico tropical, debido a sus elevadas temperaturas, dan lugar a la estratificación de la columna de agua, y a la formación de un termoclina superficial, incidiendo en la proliferación de estas microalgas (Meave-Del Castillo, 2009). Es por ello que los dinoflagelados, según manifiesta Salinas (2014), al representar un grupo importante dentro del fitoplancton marino, con una elevada sensibilidad ante los parámetros físico-químicos (temperatura, salinidad y pH), constituyen los agentes causales más comunes de la formación de FAN o mareas rojas.

Entre los **géneros más diversos** registrados en la RMG se encuentran *Tripos* y *Protoperidinium*, representados por 26 y 23 especies respectivamente, siendo los más comunes en las muestras recolectadas. De acuerdo a Taylor et al. (2008), la gran diversidad de estos dinoflagelados se correlaciona a su preferencia por zonas cálidas neríticas y neríticas-oceánicas, lo que justifica su presencia a lo largo de las cuatro estaciones y en los distintos gradientes de distancia de la costa en la RMG. Además de estar ampliamente distribuidos en todo el océano mundial, siendo más frecuentes en ecosistemas costeros tropicales y subtropicales (Tunin-Ley & Lemée, 2013; Gul & Nawaz, 2014), suelen ser los dinoflagelados más diversos y de amplia propagación entre el fitoplancton marino (Okolodkov, 2008). Las proliferaciones causadas por las especies del género *Tripos*, se han reportado en algunas partes del mundo, como en la Bahía de Chesapeake (EE.UU.), México (Hallegraeff et al., 1995; Cortés et al., 2000) citado por Vargas-Montero & Free (2004), y en el Golfo de Nicoya en Costa Rica (Vargas-Montero & Freer, 2004). Si bien, no se ha confirmado la toxicidad de este género, las especies *T. furca* y *T. fusus* se asocian con eventos nocivos. Como lo demuestran, los reportes de mortalidad de peces en las costas de Japón (Fukuyo et al., 1990), y de larvas de ostras y camarón en el Pacífico mexicano por hiperoxia y anoxia (Landsberg, 2002). Dichas referencias son alarmantes, puesto que estas especies son las que mayor ocurrencia presentaron en la RMG con un 87,5% y 54,16% respectivamente. Lo que coincide con estudios previos realizados por Vera (2007) y Torres & Palacios (2007) en Santa Elena y el Golfo de Guayaquil en las costas ecuatorianas donde se reportaron blooms algales protagonizados principalmente por *T. furca*, con mayor prominencia en el mes de marzo. Lo que se encuentra acorde a los datos observados en

este estudio durante el periodo de muestreo (época húmeda). Asimismo, entre las especies del género *Protoperdinium* que presentaron mayor frecuencia, se encuentran *P. steinii* (83,3%), *P. brochii* y *P. minutum* (62,5%). Su extensa distribución en la zona de estudio probablemente corresponda a la influencia de los vientos alisios y del sistema corrientes marinas que favorecen el transporte de las células y/o quistes. Ambos géneros, se consideran organismos euritermos (21-29°C) y pueden soportar salinidades de entre 35-37 ppm (Gul & Nawaz, 2014), encontrándose dentro de los rangos registrados. Adicionalmente, Vargas-Montero (2004), menciona que estos dinoflagelados formadores de FAN's, presentan características morfológicas y fisiológicas adaptativas, como por ejemplo la formación de cadenas o colonias y en el caso del género *Tripos*, la producción de espinas y alas externas que optimizan su capacidad de desplazamiento.

Respecto a las **especies que presentaron mayor frecuencia** de ocurrencia se encuentran *Oxytoxum tessellatum* y *Podolampas bipes* (41; 85,42% cada una). Acontecimiento que probablemente se deba a su distribución cosmopolita y alta riqueza específica (Gómez et al., 2010), siendo géneros comunes tanto en aguas cálidas tropicales (Kim et al., 2013) como en mares templados Schweiker & Elbrächter (2004), pudiendo subsistir bajo niveles de temperatura y salinidad extremas. Sin embargo, acorde a lo mencionado por, Gul & Nawaz, (2014) su capacidad de movimiento les permite desplazarse hacia zonas con condiciones óptimas para su desarrollo. Además, debido a su alta resistencia y heterotrofismo, pueden soportar una fuerte capa de mezcla vertical influenciada por los regímenes de mareas, y sobrevivir ante condiciones inestables, siendo esta, una ventaja ecológica frente a otros organismos (Gul & Nawaz, 2014).

Cabe recalcar que debido a que durante el desarrollo de esta investigación no se evaluaron abundancias, sino presencia de microalgas, no se pudieron detectar proliferaciones masivas. Sin embargo, en un estudio de evaluación de mareas rojas en la zona costera e insular del Ecuador durante 1968-2009, Torres (2015), reporta varios eventos nocivos al sur de la Isla Santa Cruz en Tortuga Bay, relacionado con mortalidad de peces, cuyo principal responsable fue *Prorocentrum gracile*. Pese a que esta especie no fue identificada a lo largo del estudio, no se puede descartar su presencia ya que este género es muy difícil de identificar bajo microscopía óptica, pudiendo confundirse o marcar como desconocida. De igual manera, en las costas ecuatorianas, se han

registrado 131 eventos de marea de rojas con mayor incidencia en el Golfo de Guayaquil y El Oro, coincidiendo con las áreas de mayor productividad camaronera. Entre los géneros responsables se encuentran *Ceratium* (ahora, *Tripos*), *Cochlodinium*, *Dinophysis*, *Prorocentrum* y *Scripsiella*, mismos que estuvieron presentes continuamente en este estudio. Estos episodios nocivos tanto en las costas del Ecuador como en su Archipiélago, fueron más frecuentes durante los meses de marzo y abril (Torres, 2015), coincidiendo con nuestro periodo de muestreo. Siendo esta la época cálida - húmeda (mayor radiación solar), definida con el inicio de la estratificación térmica, menor turbulencia, bajos niveles de pH (<8) y salinidades entre 34-35 ppm, características que ya han sido sugeridas como promotoras de multiplicaciones masivas de dinoflagelados en otras zonas tropicales a nivel mundial (Rojas & Ortiz, 2007; Campos-González et al., 2011). Desafortunadamente, nuestro plan de muestreo debido a su corta escala temporal, no contempló si su presencia o frecuencia de aparición a lo largo de las estaciones de muestreo podría incrementarse ante otras condiciones ambientales. No obstante, esto permitirá establecer una planificación de un Sistema de Alerta Temprana (SAT) en futuros proyectos.

Entre los **dinoflagelados fitoplanctónicos tóxicos**, en la presente investigación, se determinaron 26 especies representadas por los géneros *Alexandrium*, *Dinophysis*, *Phalacroma*, y *Prorocentrum*, los cuales a nivel mundial, han sido los responsables de varios eventos tóxicos que han llevado consigo graves afectaciones en la salud pública, la fauna marina, incluso comprometiendo la economía de pesquerías y granjas acuícolas (Maciel-Baltazar, 2015). Su presencia en la RMG ya ha sido reportada por otros autores (Coello & Prado, 1999; Torres & Tapia, 2000; Naranjo & Tapia, 2007; Torres, 2015), por lo que su frecuencia relativamente constante no es sorprendente, pero sí preocupante, ya que también ha sido identificada en otras regiones insulares y costeras del Pacífico en altas concentraciones y bajo condiciones ambientales similares (Vargas-Montero & Freer, 2004; Rojas & Ortiz, 2007; Vargas-Montero et al., 2008; Maciel-Baltazar, 2015), e incluso en zonas con aguas más templadas y frías (Molinet et al., 2003; Holzapfel-Labra, 2011; Lee et al., 2014) debido a su capacidad de adaptación y fácil proliferación. De acuerdo a Naranjo & Tapia (2007), la propagación de estos microorganismos alrededor del cinturón del Pacífico, incluyendo la RMG, probablemente se deba a la influencia de las características oceanográficas, que junto con la liberación de agua de lastre permiten el ingreso de especies invasoras o agresivas ecológicamente.

Entre los dinoflagelados fitoplanctónicos que mayor incidencia registraron en la RMG se encuentra el género *Alexandrium*, asociado al PSP debido a la producción de STX la cual provoca serios efectos neurotóxicos e incluso muerte por paro cardíaco tras la ingesta de moluscos o crustáceos contaminados (Maciel-Baltazar, 2015). No obstante, debido a las dificultades que se presentan para su determinación taxonómica, en este estudio solo se identificó hasta nivel de género, siendo necesaria la aplicación de microscopía electrónica de barrido o epifluorescencia para realizar un análisis de sus placas tecales y verificar su identidad. Los resultados reflejaron la presencia constante de este género, con una ocurrencia del 37,50%, a temperatura media (0-30 m) de 24,84°C y salinidades constantes de entre 34,5-35 ppm. Lo que difiere con Steiding & Tangen, (1996), quienes han evidenciado que *Alexandrium*, es típico de aguas frías y templadas, asociado a temperaturas bajas de alrededor de los 16°C y salinidades superiores a 35 ppm. Reportado en las costas templadas del Pacífico, como Canadá, Japón, Nueva Zelanda y Chile (Cembella & Therrianult, 1989; Chang, 1995; Itaka & Yamaguchi, 2001; Molinet et al., 2003). Sin embargo, actualmente se ha reconocido la ampliación de su ámbito geográfico hacia zonas más cálidas, como el litoral de Australia, Taiwán, México y Colombia (García-Hansen et al., 2004); Maciel-Baltazar, 2015) a temperaturas de entre 24,6-28 °C y salinidades de 33-35 ppm, lo que prueba su carácter cosmopolita. Asimismo, dado que es productor de quistes, lo anterior podría señalar que este dinoflagelado se está desplazando sobre la plataforma costera del Pacífico americano, formando FAN masivos y tóxicos (Pizarro et al., 2011), los que han provocado mortalidad de centenares de personas en el Cono sur americano, perjudicando las económicas locales y limitando la extracción de marisco en bancos naturales y cultivos de bivalvos (Méndez & Ferrari, 2002). En el Ecuador, hasta el momento este género no ha sido reportado (Torres, 2015), por lo que su presencia en la RMG, constituye su primer registro.

En cuanto al género *Dinophysis*, se identificaron 14 especies, distribuidas con una mayor concentración en la zona noroccidental de la RMG, que acorde a Lucero (2004), reporta la presencia de un flujo denso hacia el este pasando por el norte que transporta aguas con núcleos de alta salinidad, alto contenido de oxígeno disuelto y temperaturas superficiales menores a 24°C. Que según Zinssmeister & Hoppenrath (2016) son condiciones que propician el crecimiento de este dinoflagelado. Diferendo de este estudio donde se registraron temperaturas de entre 27-28 (0-15m) en estas zonas, lo que

demuestra que probablemente la presencia de *Dinophysis* se encuentre por debajo de los 20 m donde las temperaturas empiezan a descender. Respecto a las especies potencialmente tóxicas, fueron 5 las registradas (*D. caudata*, *D. rotundata*, *D. infundibulum*, *D. doryphora* y *D. fortii*), las cuales han sido consideradas como las principales responsables de la producción de toxinas diarreogénicas (DTXs y PTXs). Las mismas que han generado críticos episodios de intoxicación a causa de DSP, principalmente durante los meses de verano protagonizando graves riesgos en la explotación de recursos marisqueros en las costas de Europa, Japón, Nueva Zelanda y Chile (Suzuki et al., 2001; Suzuki et al., 2004; Fernández-Puente et al., 2004; Pizarro et al., 2015). *D. doryphora* y *D. caudata* fueron las especies que presentaron el mayor porcentaje de ocurrencia (45,83 y 43.75% respectivamente) seguramente debido a que son cosmopolitas registrando mayor abundancia en zonas costeras tropicales, subtropicales y templado cálidas principalmente del Pacífico (Reguera, 2003; Arteaga et al., 2016). Además, se consideran especies termófilas y termohalinas (Okolodkov, 2014), lo que justifica su presencia a temperaturas >28°C y salinidades de 36 ppm en la RMG. Por otro lado, *D. rotundata* y *D. fortii*, presentaron una menor frecuencia de aparición (10,42 y 6,20% respectivamente), posiblemente debido a que su distribución se encuentra más restringida a aguas templadas y frías del Pacífico y el Atlántico europeo (Reguera, 2002). *D. infundibulum*, es la especie menos conocida, además era considerada no tóxica pero recientemente se ha detectado PTXs mediante un análisis de HPLC-MS en cultivo, por lo que se ha considerado nociva, aunque no se han reportado floraciones densas hasta el momento (Reguera et al., 2014). Cabe recalcar que aunque cada una de estas especies prolifera bajo condiciones ambientales diferenciadas con varios máximos anuales, actualmente se han evidenciado en distintas partes del mundo. Según lo planteado por Pizarro et al., (2015), un caso preocupante del género *Dinophysis*, radica en que puede ser considerada no tóxica en ciertas partes del mundo y constituir la principal fuente toxígena de DSP en otras, incluso a bajas concentraciones. Asimismo, en una misma localidad geográfica, puede presentar cepas con distintos grados de producción de toxinas. Por lo que es un género donde se debería dar especial interés debido a su amplia distribución en Galápagos.

En este contexto, se logró identificar 9 especies del género *Phalacroma*, de las cuales *P. mitra* y *P. rotundatum*, se encuentran asociadas a la producción de toxinas diarreicas como AO y DTXs, (Parra-Toriz et al., 2014), que aunque no existan registros de

muerres por intoxicación, se han descrito como productoras de agentes tumorales (Fujiki et al., 2013). No obstante, Reguera et al. (2014), menciona como hipótesis, que *P. rotundatum*, no es productora de DSP, sino que es un vector que las adquiere de sus presas (tintínidos), las cuales previamente se han alimentado de microalgas tóxicas.

Otro dinoflagelado relacionado con esta intoxicación es el género *Prorocentrum*, registrándose 7 especies en este estudio, de las cuales 3 son formadoras de FAN, y 4 son productoras de toxinas (Maciel-Baltazar, 2015). Tal es el caso de *P. compressum* y *P. triestinum* observada en el 75% y 4,17% respectivamente, las cuales causan mortandad de organismos marinos como peces y ostiones por anoxia al disminuir las concentraciones de oxígeno disuelto (<2,0 mg/L) e incrementar los valores de pH (Gárate-Lizárraga et al., 2009). *P. mínimum*, según Muciño-Márquez et al., (2014) también constituye un vector de PSP en crustáceos. *P. micans*, sintetiza una sustancia que inhibe el crecimiento de ciertas diatomeas, pero que no afecta a organismos de niveles tróficos superiores (Uchida, 1977). Por el contrario, las especies bentónicas de este género pueden producir toxinas DSP, sin necesidad de formar blooms, como son *P. lima* y *P. rhathymum* (Hoppenrath et al., 2013), que aunque no presentaron alto porcentaje de ocurrencia en la RMG (16,67%) representan gran riesgo al encontrarse en suspensión en la columna de agua. Los episodios nocivos de estas especies se han reportado en las costas del Pacífico mexicano, Filipinas y Hawaii relacionadas con alteraciones ecológicas y pérdidas económicas (Parsons & Preskitt, 2007; Azanza et al., 2008; Maciel-Baltazar, 2015). Además, es importante mencionar, que se observó cierto grado de asociación entre los géneros *Dinophysis*, *Phalacroma*, *Prorocentrum* y *Tripes* en toda la zona de estudio pudiendo afirmar que existe una estrecha relación entre ellos. Este agrupamiento ha sido observado por otros autores (Reguera, 2002; Ferreira-Lubiana & Dias-Júnior, 2016) quienes consideran que es posible que presenten cierta similitud respecto a los requerimientos fisiológicos para su desarrollo masivo o que la presencia de una especie favorezca la multiplicación de otra.

Karenia brevis, es otro dinoflagelado formador de mareas rojas toxígenas, considerado productor de brevetoxinas que se acumulan en mariscos filtradores, causando NSP, dando lugar a múltiples intoxicaciones humanas (síntomas neurológicos y gastrointestinales) (Thyng et al., 2013). Además, las células y/o productos tóxicos excretados por este, se dispersan en el aerosol marino, provocando irritación en las vías respiratorias por inhalación (Herrera-Sepúlveda et al., 2008). Aunque, las floraciones de

esta especie son endémicas del Golfo de México (Maciel-Baltazar & Hernández-Becerril, 2013), también se ha reportado en Nueva Zelanda, cuyos brotes tóxicos son aducidos a proliferaciones de otros taxones del género *Karenia*, como *K. papilionácea* y *K. bicuneiformis* (Steidinger et al., 2008). Dichos antecedentes en las costas del Pacífico, hacen necesario enfatizar que aunque en el presente estudio la identificación taxonómica de este dinoflagelado fue restringida hasta el nivel de género, y puesto a que gran parte de sus taxones son considerados tóxicos, pueden representar gran peligro en la salud de turistas, nativos y en la diversidad ictiológica de las islas, al registrarse en un 50% en la RMG.

El género *Karlodinium*, se identificó en un 43,75% de los puntos de muestreo y aunque es frecuente en aguas del Atlántico, recientemente se ha comprobado su amplia distribución global por su capacidad de producir blooms rápidamente. Protagonizando efectos tóxicos en juveniles de bacalao, mejillones y pérdidas económicas cuantiosas en piscifactorías de costas de Estados Unidos y Australia (Place et al., 2012), a causa de la producción de -karlotoxinas. Estas toxinas atrofian las branquias de los peces, alterando su capacidad de osmorregulación y ocasionando su muerte (Mooney et al., 2009). Incluso se ha demostrado sus hábitos mixotróficos y la capacidad de inmovilizar a sus presas (copépodos) antes de ingerirlas, constituyendo una estrategia adaptativa de supervivencia y crecimiento frente a condiciones ambientales variables respecto a la disponibilidad de recursos. Por lo que su toxígena presencia en otras regiones del Pacífico, no excluye las aguas insulares ecuatorianas.

Respecto a los dinoflagelados bentónicos, se reportó la presencia del género *Ostreopsis* (45,83%) y *Coolia* (45,83%) cuya detección en la columna de agua, según Richlen & Lobel (2011) puede deberse al movimiento, periodos de surgencia y de alta turbulencia de las masas de agua, por el limitado espacio en los macrófitos donde habita o como parte de su ciclo vital, pudiendo presentar mayor toxicidad a menor profundidad, donde las temperaturas son más elevadas y menor salinidad.

De manera general, las altas tasas de ocurrencia de blooms de origen fitoplanctónicos y bentónico, y la incidencia de brotes de intoxicación debido al aparente incremento de toxinas marinas en las cuatro últimas décadas han dado lugar a una situación alarmante en todo el mundo. Sumado a esto, la información científica limitada sobre el patrón estacional y temporal de estos dinoflagelados, y las condiciones óptimas específicas que

favorecen su proliferación y producción de toxinas letales para el ecosistema y la salud pública (Gilabert et al., 2008). De acuerdo a Quintana & Mercado-Gómez (2017) la presencia y la abundancia de estos microorganismos, no solo se encuentra influenciada por un solo factor, sino que depende de diversas condiciones ambientales que actúan al mismo tiempo. Esto se refleja en lo planteado por Berdalet et al. (2017), el cual menciona que, aunque la temperatura constituya un factor decisivo en la presencia de los FANs, existen otros parámetros que inciden en el crecimiento de estos dinoflagelados, como, la salinidad, turbidez, DBO, clorofila, nutrientes, la presencia de intensidad solar, corrientes oleajes y mareas.

Cabe recalcar, que los procesos antrópicos también modifican la dinámica poblacional de estos microorganismos. De igual manera, Salinas (2014) señala que la contaminación de las aguas costeras a causa de las descargas de aguas residuales directamente al medio marino sin previo tratamiento y la inadecuada utilización de combustibles de las embarcaciones son las principales responsables de la formación e incremento de las mareas rojas. Escenario presente en Galápagos, pues debido a la ausencia de un sistema de alcantarillado en las islas pobladas, existe un aporte antrópico considerable, evidenciado en las excesivas descargas de agua doméstica y pozos sépticos hacia el área marina, que contribuyen con el incremento de los niveles de fósforo y nitrógeno eutrofizando sus aguas (Palacios & Burgos, 2009).

Por otra parte, Meave-Del Castillo et al., (2012) y Torres (2013) atribuyen que las modulaciones poblacionales de estas microalgas pueden ser una consecuencia del cambio climático sobre los ecosistemas marinos, que modifica los patrones de circulación del agua e incrementa la frecuencia de ciertos fenómenos naturales como el Fenómeno de Niño y la acidificación de los océanos. Esta última, provoca la absorción de CO₂ antrópico, disminuyendo gradualmente los niveles de pH, convirtiendo las aguas en ácidas y aumentando las temperaturas (Rojas-Higuera, 2015). De acuerdo a un informe emitido por el Panel Gubernamental de Cambio Climático de la ONU (2013), afirma que para el 2100 el incremento de temperatura podría ser 4°C mayor que los registrados en la época preindustrial, si las emisiones de CO₂ se mantienen como hasta ahora. Este cambio global puede favorecer a la propagación e intensificación de las proliferaciones algales nocivas, teniendo efectos directos sobre el metabolismo de estas microalgas.

Por tal razón, los resultados de este estudio reflejan el alto riesgo de la generación de futuros eventos tóxicos tanto en la RMG como en la costa del Ecuador, siendo indispensable la implementación de planes de evaluación, inspecciones, monitoreo permanentes, análisis moleculares y toxicológicos y principalmente la elaboración de una legislación que permita controlar, minimizar y mitigar los riesgos de estos microorganismos frente a la salud pública, los ecosistemas marinos y las pérdidas económicas para las comunidades costeras.

CAPÍTULO V: CONCLUSIONES

- En la RMG se identificaron 5 géneros de dinoflagelados epi-bentónicos potencialmente tóxicos; *Ostreopsis*, *Gambierdiscus*, *Prorocentrum*, *Amphidinium* y *Coolia*, lo que representa una gran diversidad, pudiendo ser influenciada por las características geográficas, oceanográficas y climatológicas que hacen de esta Reserva una zona clave para el desarrollo de estos microorganismos, además de su alto grado de conservación, su gran auge turístico y pesquero.
- Los registros de la cuantificación evidenciaron que el género dominante fue *Ostreopsis* detectándose la presencia de un bloom con $1,48 \times 10^5$ cél.g macroalga⁻¹, tendencia que podría asociarse a los cambios abruptos en las condiciones ambientales a lo largo del año, cuando los patrones estacionales de temperatura presentan grandes fluctuaciones.
- El análisis morfológico de *Ostreopsis* sp. a través de mediciones celulares determinó tres posibles especies: *O. ovata*, el morfotipo pequeño, *O. marinus*, el morfotipo más grande, ya que encajan dentro del rango de tamaño de estas especies. Morfológicamente, también se observaron células de tamaño medio que podrían ser *O. labens*, pero debido al solapamiento de células no se puede definir una identificación acertada. No obstante, no puede descartarse la producción de toxinas por parte de estas especies, a la espera de estudios de toxicidad.
- El género menos abundante fue *Gambierdiscus* (6 cél.g macroalga⁻¹), cuyas bajas densidades posiblemente se presentaron debido al desplazamiento por territorialidad, competencia o alelopatía de otros dinoflagelados.
- En cuanto a los dinoflagelados fitoplanctónicos se determinó la presencia de 134 especies, detectándose una mayor concentración en la zona noroccidental de la RMG en la isla Seymour, probablemente debido a la influencia de las condiciones oceanográficas y los vientos alisios que permiten transportar aguas con gran fertilidad biológica.
- Los géneros más diversos fueron *Tripes*, *Protoperidinium* y *Dinophysis* representados por 26, 23 y 14 especies respectivamente. Su amplia distribución en la RMG se ve favorecida por sus características morfológicas y fisiológicas

adaptativas que le brindan gran capacidad de desplazamiento, y alta resistencia para soportar fuertes estratificaciones en la columna de agua y amplios rangos de temperatura y salinidad, además de sus hábitos heterotróficos que les brinda una ventaja ecológica frente a otros organismos.

- De acuerdo a la frecuencia de ocurrencia, 19 especies se consideraron taxones muy comunes. Siendo estas *Tripos furca* (42; 87,5%), *Oxytoxum tessellatum* y *Podolampas bipes* (41; 85,42% cada una), caracterizados por presentar hábitos cosmopolitas, alta riqueza específica y hábitos neríticos y oceánicos.
- Respecto a los dinoflagelados potencialmente tóxicos se identificaron 26 taxones. Siendo *Dinophysis*, *Phalacroma* y *Prorocentrum* los géneros más diversos y *Akashiwo*, *Karlodinium* y *Alexandrium* los que presentaron mayor frecuencia de ocurrencia. Lo que sugiere, que se podrían generar futuros eventos toxígenos bajo la influencia de diferentes parámetros ambientales, procesos naturales y antrópicos que modifiquen la hidrodinámica del ecosistema marino y el patrón poblacional de estos microorganismos.
- Respecto a los parámetros físicos químicos se determinó la presencia de temperaturas superficiales elevadas, con termoclinas desde los 10-20 m. y estratificaciones térmicas entre 5-10 millas de la costa. La salinidad y pH se mantuvieron constantes a lo largo de la columna de agua. Estos parámetros se encuentran dentro del rango óptimo que favorece la presencia y proliferación de microalgas potencialmente tóxicas.
- La presencia de dinoflagelados potencialmente tóxicos en la RMG constituye una gran amenaza para el potencial turístico y los planes de conservación de esta zona, pudiendo atentar contra la salud de turistas y residentes, generando alteraciones irreversibles en el ecosistema marino e incluso provocando impactos económicos negativos en las actividades pesqueras y acuícolas.

CAPÍTULO VI: RECOMENDACIONES

- Establecer alianzas estratégicas a nivel interinstitucional que involucre a entidades del sector ambiental, de salud, pesquero e industrial acuícola, además de la integración de los Gobiernos autónomos descentralizados y los institutos

de Investigación Científica para promover la implementación de un plan de monitoreo periódico tanto en la RMG como a lo largo del perfil costero ecuatoriano que permita conocer la calidad de agua y obtener un registro de especies potencialmente tóxicas formadoras de mareas rojas, identificando zonas costeras con potencial riesgo debido a la intervención antrópica.

- Implementar laboratorios biológicos certificados con equipos especializados y recurso humano debidamente capacitado que permitan establecer una correcta identificación taxonómica de especies nocivas y técnicas de detección de biotoxinas marinas en peces y mariscos.
- Establecer un Sistema de Comunicación de alerta temprana ante episodios de mareas rojas entre los distintos usuarios del perfil costero (pescadores, dueños de restaurantes) y entidades públicas (ambientales, sanitarias, marinas y municipios), como medida de comunicación eficiente para el control de proliferaciones masivas de microalgas tóxicas en la zona.
- Realizar monitoreos de seguimiento, control y gestión del transporte de agua de lastre y sentina de las embarcaciones nacionales e internacionales, turísticas, comerciales, pesqueras y de otro fines que ingresan a los puertos del Archipiélago de Galápagos, de manera que las autoridades ambientales y marítimas impongan mayores sanciones por incumplimiento de la normativa, con el fin de minimizar la introducción de especies exóticas que alteran negativamente el ecosistema marino de la RMG.
- Socializar la importancia de los estudios de microalgas potencialmente tóxicas y difundir programas de control sanitario de mariscos destinados al consumo humano en las comunidades del borde costero para minimizar los impactos económicos y garantizar la seguridad alimentaria en la población.
- Establecer reformas en las políticas sectoriales, además de implementar y diseñar investigaciones que permitan obtener un conocimiento más profundo sobre la presencia de estos potenciales eventos tóxicos, la dinámica poblacional y temporal de estas especies, la detección de toxinas y mecanismos de colecta en laboratorios especializados, con el fin de evaluar y mitigar los posibles impactos negativos en la flora y fauna marina, la salud pública, pesca y actividad turística en esta Reserva objeto de conservación.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- 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>
- Accoroni, S., Tartaglione, L., Dello Iacovo, E., Pichierri, S., Marini, M., Campanelli, A., ... Totti, C. (2017). Influence of environmental factors on the toxin production of *Ostreopsis* cf. *ovata* during bloom events. *Marine Pollution Bulletin*, 123, 261–268. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.08.049>
- Acuerdo N° 061. (2015). Reforma Del Libro VI Del Texto Unificado De Legislación Secundaria, Edición Especial N° 316. Retrieved from <http://suia.ambiente.gob.ec/documents/10179/185880/ACUERDO+061+REFORMA+LIBRO+VI+TULSMA+-+R.O.316+04+DE+MAYO+2015.pdf/3c02e9cb-0074-4fb0-afbe-0626370fa108>
- Aguilar-Trujillo, A. C., Okolodkov, Y. B., Merino-Virgililo, I., Osorio-Moreno, J., & Herrera-Silveira, J. (2014). Variación espacial de dinoflagelados bentónicos/epifíticos en aguas costeras del norte de Yucatán (agosto de 2011). En: A.V. Botello, J. Rendón von Osten, J. Benítez y G. Gold-Bouchot (Eds). *Contaminación E Impacto Ambiental: Diagnóstico Y Tendencias*, 147–159.
- Aligizaki, K., Katikou, P., Nikolaidis, G., & Panou, A. (2008). First episode of shellfish contamination by palytoxin-like compounds from *Ostreopsis* species (Aegean Sea, Greece). *Toxicon*, 51(3), 418–427.
- 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.

- Anderson, D. M., Alpermann, T. J., Cembella, A. D., Collos, Y., Masseret, E., & Montresor, M. (2012). The globally distributed genus *Alexandrium*: multifaceted roles in marine ecosystems and impacts on human health. *Harmful Algae*, *14*, 10–35.
- Arteaga, E., Victoria, L., & Trujillo, P. (2016). Distribución, frecuencia y abundancia del fitoplacton potencialmente toxígeno en la cuenca pacífica colombiana. *Boletín de Investigaciones Marinas Y Costeras*, *45*(1), 135–148.
- Ashton, M., Tosteson, T., & Tosteson, C. (2003). The effect of elevated temperature on the toxicity of the laboratory cultured dinoflagellate *Ostreopsis enticularis* (Dinophyceae). *Revista de Biología Tropical*, *51*(4), 1–6.
- Azanza, R. V., Villanoy, C. L., & Jacinto, G. S. (2008). Eutrophic waters, algal bloom and fish kill in fish farming areas in Bolinao, Pangasinan, Philippines. *Marine Pollution Bulletin*, *57*(6–12), 295–301.
- 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. In Anderson, D. M., White, A. W. and Legrand, A. M. (Eds) *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>
- Baylón, M., Sánchez, S., Bárcena, V., López, J., & Mamani, E. (2015). First record of potentially toxic dinoflagellate, *Alexandrium minutum* Halim 1960, from Peruvian coastal. *Revista Peruana de Biología*, *22*(1), 113–118. <https://doi.org/10.15381/rpb.v22i1.11129>
- Belardi, E. H. (2008). Floraciones algales nocivas en el Mar Mediterráneo. *Cátedra Euroárabe de Medio Ambiente. Fundación Euroárabe de Altos Estudios*, Granada, España, 1-49. Retrieved from http://www.fundea.org/sites/default/files/documents/201506/floraciones_algales_nocivas_en_el_mar_mediterraneo_por_el_hassan_belarbi-_2008.pdf
- 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>
- Biré, R., Trotereau, S., Lemée, R., Delpont, C., Chabot, B., Aumond, Y., & Krys, S.

- (2013). Occurrence of palytoxins in marine organisms from different trophic levels of the French Mediterranean coast harvested in 2009. *Harmful Algae*, 28, 10–22. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2013.04.007>
- Biré, R., Trotereau, S., Lemée, R., Oregioni, D., Delpont, C., Kryszewski, S., & Guérin, T. (2015). Hunt for palytoxins in a wide variety of marine organisms harvested in 2010 on the French Mediterranean coast. *Marine Drugs*, 13(8), 5425–5446. <https://doi.org/10.3390/md13085425>
- Bomber, J. W., & Aikman, K. E. (1989). The Ciguatera Dinoflagellates. *Biological Oceanography*, 6(3–4), 291–311. <https://doi.org/10.1080/01965581.1988.10749533>
- 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>
- Bravo, I., Vila, M., Masó, M., Figueroa, R. I., & Ramilo, I. (2008). Alexandrium catenella and Alexandrium minutum blooms in the Mediterranean Sea: toward the identification of ecological niches. *Harmful Algae*, 7(4), 515–522.
- Burgess, V., & Shaw, G. (2001). Pectenotoxins—an issue for public health: a review of their comparative toxicology and metabolism. *Environment International*, 27(4), 275–283.
- Cáceres, M., Muñoz, P., Palma, S., Vera, P., Clément, A., Guzmán, L., ... Suárez, B. (1999). Plan Nacional Sobre Floraciones De Algas Nocivas En Chile, 1–31. Retrieved from <http://www.cona.cl/descargas/planfan.pdf>.
- Caillaud, A., Yasumoto, T., & Diogène, J. (2010). Detection and quantification of maitotoxin-like compounds using a neuroblastoma (Neuro-2a) cell based assay. Application to the screening of maitotoxin-like compounds in Gambierdiscus spp. *Toxicon*, 56(1), 36–44.
- Cambra, J., Ector, L., & Sabater, S. (2005). Protocolos de Muestreo y Análisis para Fitobentos. In *Metodología para el Establecimiento del Estado Ecológico según la Directiva Marco del Agua en la Confederación Hidrográfica del Ebro* (p. 46). Retrieved from http://195.55.247.234/webcalidad/estudios/indicadoresbiologicos/Manual_fitobentos.pdf
- Campbell, M., Keith, I., Hewitt, C., Dawson, T., & Collins, K. (2015). Evolving Marine

- Biosecurity in the Galapagos Islands. *Management of Biological Invasions*, 6(3), 227–230. <https://doi.org/10.3391/mbi.2015.6.3.01>
- Campos-González, M., Vargas-Castellanos, J. R., Franco-Herrera, A., & Medina-Calderón, J. H. (2011). Distribución de la clorofila a en las aguas adyacentes a las Islas de Providencia y Santa Catalina, Caribe colombiano. *Boletín de Investigaciones Marinas Y Costeras*, 40(2), 347–360. Retrieved from http://www.scielo.org.co/scielo.php?pid=S0122-97612011000200007&script=sci_arttext
- 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. (2015a). 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>
- Carnicer, O., Tunin-Ley, A., Andree, K. B., Turquet, J., Diogène, J., & Fernández-Tejedor, M. (2015b). 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>
- Casabianca, S., Casabianca, A., Riobó, P., Franco, J. M., Vila, M., Penna, A. (2013). Quantification of the toxic dinoflagellate *Ostreopsis* spp. by qPCR assay in marine aerosol. *Environmental Science & Technology*, 47(8), 3788–3795.
- Celis, J. S., & Mancera-Pineda, J. E. (2015). Análisis histórico de la incidencia de

- Ciguatera en las Islas del Caribe durante 31 años: 1980-2010. *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 44(1), 7–32.
- Ciminiello, P., Aversano, C. D., Iacovo, E. Dello, Fattorusso, E., Forino, M., Tartaglione, L., ... Penna, A. (2012). Unique Toxin Profile of a Mediterranean *Ostreopsis cf. ovata* Strain: HR LC-MS, (Figure 1).
- Ciminiello, P., Dell'Aversano, C., Fattorusso, E., Forino, M., Magno, G. S., Tartaglione, L., ... Melchiorre, N. (2006). The Genoa 2005 Outbreak. Determination of Putative Palytoxin in Mediterranean *Ostreopsis ovata* by a New Liquid Chromatography Tandem Mass Spectrometry Method. *Analytical Chemistry*, 78(17), 6153–6159.
- Ciminiello, P., Dell'Aversano, C., Fattorusso, E., Forino, M., Tartaglione, L., Grillo, C., & Melchiorre, N. (2008). Putative Palytoxin and Its New Analogue, Ovatoxin-a, in *Ostreopsis ovata* Collected Along the Ligurian Coasts During the 2006 Toxic Outbreak. *Journal of the American Society for Mass Spectrometry*, 19(1), 111–120. <https://doi.org/10.1016/j.jasms.2007.11.001>
- Ciminiello, P., Dell'Aversano, C., Iacovo, E. Dello, Fattorusso, E., Forino, M., Grauso, L., ... Pistocchi, R. (2010). Complex palytoxin-like profile of *Ostreopsis ovata*. Identification of four new ovatoxins by high-resolution liquid chromatography/mass spectrometry. *Rapid Communications in Mass Spectrometry*, 24(18), 2735–2744.
- Coello, D., & Prado, M. (1999). Variabilidad del fitoplancton y microzooplancton frente a la costa ecuatoriana durante 1995-1999. *Instituto Nacional de Pesca*, (December), 72–108.
- Comisión Técnica Pesquera de la Junta de Galápagos. (2009). Capítulo Pesca del Plan de Manejo de la Reserva Marina de Galápagos, Galápagos, Ecuador, 1–47.
- Cortés, R. & A. Núñez. 2000. Distribución y abundancia anual de *Ceratium dens* (Peridinales: Ceratiaceae) en el Golfo de California, México. *Rev. Biol. Trop.* 48: 305-311.
- 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.
- Delgado, G., Lechuga-Devéze, C. H., Popowski, G., Troccoli, L., & Salinas, C. A. (2006). Epiphytic dinoflagellates associated with ciguatera in the northwestern coast of Cuba. *Revista de Biología Tropical*, *54*(2), 299–310.
- Desportes, J. B. (1777). Histoire des maladies de S. Domingue, *1*, 108–110.
- 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.
- Directiva 93/99/CEE del Consejo. (1993). Medidas adicionales relativas al control oficial de los productos alimenticios, 1–6.
- Espinoza, J., Oscar, A., & Quintanilla, R. (2013). Atlas de fitoplancton marino. Universidad de El Salvador: LABTOX-UES. Retrieved from [http://ri.ues.edu.sv/6524/1/ATLAS MARINO UES_v15 final low %286%29.pdf](http://ri.ues.edu.sv/6524/1/ATLAS%20MARINO%20UES_v15%20final%20low%20%286%29.pdf).
- Faust, M. A. (1999). Three new *Ostreopsis* species (Dinophyceae): *O. marinus* sp. nov., *O. belizeanus* sp. nov., and *O. caribbeanus* sp. nov. *Phycologia*, *38*(2), 92–99.
- Faust, M. A., & Morton, S. L. (1995). Morphology and ecology of the marine dinoflagellate *Ostreopsis labens* sp. nov.(Dinophyceae). *Journal of Phycology*, *31*(3), 456–463.
- Faust, M. A., Morton, S. L., & Quod, J. P. (1996). Further SEM study of marine dinoflagellates: the genus *Ostreopsis* (Dinophyceae). *Journal of Phycology*, *32*(6), 1053–1065.
- Fernández-Puente, P., Fidalgo-Sáez, M. J., Brett, H., Furey, A., & James, K. J. (2004). Studies of polyether toxins in the marine phytoplankton, *Dinophysis acuta*, in Ireland using multiple tandem mass spectrometry. *Toxicon*, *44*(8), 919–926.
- Ferreira-Lubiana, K. M., & Dias-Júnior, C. (2016). The composition and new records of micro- and mesophytoplankton near the Vitória-Trindade Seamount Chain. *Biota Neotropica*, *16*(3), 1–18. <https://doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2016-0164>

- Fraga-Rivas, S. (2014). Caracterización taxonómica y ecología de especies crípticas o pseudocrípticas de dinoflagelados nocivos. (Tesis doctoral), Universidad de Vigo, Vigo, España.
- Fraga, S., & Rodríguez, F. (2014). Genus *Gambierdiscus* in the Canary Islands (NE Atlantic Ocean) with Description of *Gambierdiscus silvae* sp. nov., a New Potentially Toxic Epiphytic Benthic Dinoflagellate. *Protist*, 165(6), 839–853. <https://doi.org/10.1016/j.protis.2014.09.003>
- Fujiki, H., Sueoka, E., & Suganuma, M. (2013). Tumor promoters: from chemicals to inflammatory proteins. *Journal of Cancer Research and Clinical Oncology*, 139(10), 1603–1614.
- 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>
- Fukuyo, Y., Takano, H., Chihara, M., & Matsuoka, K. (1990). *Red Tide Organisms in Japan: An Illustrated Taxonomic Guide*. Uchida Rokakuho. Retrieved from https://books.google.com.ec/books?id=Pn_CXwAACAAJ
- Gárate-Lizárraga, I., Díaz-Ortíz, J., Pérez-Cruz, B., Alarcón-Tacuba, M., Torres-Jaramillo, A., Alarcón-Romero, M. A., & López-Silva, S. (2009). *Cochlodinium polykrikoides* and *Gymnodinium catenatum* in Bahía de Acapulco, Mexico (2005–2008). *Harmful Algae News*, (40), 8–9.
- 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>
- García-Hansen, I., Cortés-Altamirano, R., & Sierra-Beltrán, A. P. (2004). La marea roja causada por el dinoflagelado *Alexandrium tamarense* en la costa Pacífica colombiana (2001). *Revista Biológica Tropical*, 52(1), 59–68.
- GEOHAB. (2012). Global Ecology and Oceanography of Harmful Algal Blooms, GEOHAB Core Research Project: HABs in Benthic System. En. Berdalet, P. Tester, A. Zingone (Eds.). *IOC of UNESCO and SCOR, Paris and Newark*, 64.
- Gilabert, J., Gómez, E., & Hernández-Matías, A. (2008). Seguimiento y plan de

- vigilancia de fitoplancton tóxico en las costas de Águilas (Murcia) en verano de 2006. In *Avances y tendencias en fitoplancton tóxico y biotoxinas: actas de la IX Reunión Ibérica sobre Fitoplancton Tóxico y Biotoxinas, Cartagena 7-10 de mayo de 2007* (p. 47–58, Universidad politécnica de Cartagena). Universidad Politécnica de Cartagena.
- Giussani, V., Sbrana, F., Asnaghi, V., Vassalli, M., Faimali, M., Casabianca, S., ... Chiantore, M. (2015). Active role of the mucilage in the toxicity mechanism of the harmful benthic dinoflagellate *Ostreopsis cf. ovata*. *Harmful Algae*, *44*, 46–53. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2015.02.006>
- Gómez-Luna, L. M. (2007). Microalgas: Aspectos Ecológicos Y. *Revista Cubana de Química*, *19*(2), 3–20. <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>
- Gómez-Luna, M. L., Fernández, R., Jover-Capote, A., & Delgado-Cobas, L. (2012). Variación espacial de la composición de microalgas epífitas de *Ulva* spp. (Chlorophyta: Ulvaceae) en la Bahía de Santiago de Cuba. *CICIMAR Océánides*, *27*(1), 1–9.
- Gómez, F., Moreira, D., & López-García. (2010). Molecular phylogeny of the dinoflagellates *Podolampas* and *Blepharocysta* (Peridinales, Dinophyceae). *Phycologia*, *49*(May), 212–220. <https://doi.org/10.2216/PH09-29.1>
- Granéli, E., Ferreira, C. E. L., Yasumoto, T., Rodrigues, E., & Neves, M. H. B. (2002). Sea urchins poisoning by the benthic dinoflagellate *Ostreopsis ovata* on the Brazilian coast. In *Book of Abstracts of Xth International Conference on Harmful Algae* (p. 113). FL, USA, p.
- Gul, S., & Nawaz, M. F. (2014). The Dinoflagellate Genera *Protoperidinium* and *Podolampas* from Pakistan's Shelf and Deep Sea Vicinity (North Arabian Sea). *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Science*, *14*, 91–100. <https://doi.org/10.4194/1303-2712-v14>.
- Hallegraeff, G.M., D.M. Anderson & A.D. Cembella. 1995. Manual of Harmful Marine Microalgae. Intergovernmental Oceanographic Commission. 551 p.
- Heimann, K., Sparrow, L., & Blair, D. (2009). Interim Report on the Continuing Development of the Toxic Dinoflagellates Atlas. June Interim Report (Part 1) to the Marine and Tropical Sciences Research facility. *Reef and Rainforest Centre Ltd., Cairns*, 26.
- 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 Investigaciones Biotecnológicas Del Noroeste*, 12(1), 23–40.
- Heylings, P., Bensted-Smith, R., & Altamirano, M. (2002). Zonificación e Historia de la Reserva Marina de Galápagos. En: Danulat E. & G.J. Edgar. In *Reserva Marina de Galápagos. Línea Base de la Biodiversidad* (pp. 396–418). Fundación Charles Darwin/Servicio Parque Nacional Galápagos, Santa Cruz, Galápagos, Ecuador.
- Holmes, M. J., Lewis, R. J., Jones, A., & Hoy, A. W. W. (1995). Cooliatoxin, the first toxin from *Coolia monotis* (Dinophyceae). *Natural Toxins*, 3(5), 355–362.
- Holzappel-Labra, G. (2011). Distribución esácioal de quistes de *Alexandrium catenella* y *Protoceratium reticulatum* en dos sectores del litoral nporte de la Región de Aysén, Archipelago de las Guaitecas y Estero Patipalena. (Tesis de grado), Universidad Austral de Chile, Puerto Montt, Chile.
- Honsell, G., Bonifacio, A., De Bortoli, M., Penna, A., Battocchi, C., Ciminiello, P., ... Tubaro, A. (2013). New Insights on Cytological and Metabolic Features of *Ostreopsis cf. ovata* Fukuyo (Dinophyceae): A Multidisciplinary Approach. *PLoS ONE*, 8(2). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0057291>
- Hoppenrath, M., Chomérat, N., Horiguchi, T., Schweikert, M., Nagahama, Y., & Murray, S. (2013). Taxonomy and phylogeny of the benthic *Prorocentrum* species (Dinophyceae)—A proposal and review. *Harmful Algae*, 27, 1–28.
- 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
- Jara, V., Ortega, J., Alvarez, M., & Rentería, W. (2012). Caracterización de la temperatura superficial del mar en los sitios de visita turística de la reserva marina de galápagos. *Acta Oceanográfica Del Pacífico*, 17, 1–20. Retrieved from <http://www.inocar.mil.ec/web/index.php/publicaciones/file/258-caracterizacion-de-la-temperatura-superficial-del-mar-en-los-sitios-de-visita-turistica-de-la-reserva->

marina-de-galapagos

- Jiménez, R. (2014). Diatomeas y Silicoflagelados del Fitoplancton del Golfo de Guayaquil. *Acta Oceanográfica Del Pacífico. INOCAR*, 19(1), 1–89.
- Keith, I., Dawson, T., Collins, K., & Banks, S. (2013). Especies marinas invasoras en la Reserva Marina de Galápagos: Un caso para investigación adicional, mejoramiento del manejo y revisión de políticas. *Informe Galapagos 2013-2014*, 83–88.
- Kim, H. S., Kim, S. H., Jung, M. M., & Lee, J. B. (2013). New record of dinoflagellates around Jeju Island. *Journal of Ecology and Environment*, 36(4), 273–291. <https://doi.org/10.5141/eoenv.2013.273>
- Landsberg, J. H. (2002). The effects of harmful algal blooms on aquatic organisms. *Reviews in Fisheries Science*, 10(2), 113–390.
- 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>
- Lee, J. B., An, S. J., Chung, H. S., & Shah, M. M. R. (2014). New records of genus Tripos (Dinophyceae) around Jeju Island, Korea. *Journal of Ecology and Environment*, 37(4), 271–284. <https://doi.org/10.5141/eoenv.2014.031>
- Leliaert, F., Smith, D. R., Moreau, H., Herron, M. D., Verbruggen, H., Delwiche, C. F., & De Clerck, O. (2012). Phylogeny and Molecular Evolution of the Green Algae. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 31(1), 1–46. <https://doi.org/10.1080/07352689.2011.615705>
- Lenoir, S., Ten-Hage, L., Turquet, J., Quod, J., Bernard, C., Hennion, M. (2004). First evidence of palytoxin analogues from an *Ostreopsis mascarenensis* (Dinophyceae) benthic bloom in Southwestern Indian Ocean. *Journal of Phycology*, 40(6), 1042–1051.
- Llyod, J. K., Duchin, J. S., Borchert, J., Flores-Quintana, H., & Robertson, A. (2013). Diarrhetic shellfish poisoning, Washington, USA, 2011. *Emerging Infectious Diseases*, 19(8), 1314–1316. <https://doi.org/10.3201/eid1908.121824>
- Lucero, M. (2004). La subcorriente ecuatorial: características oceanográficas alrededor de las Islas Galápagos. *Acta Oceanográfica Del Pacífico*, 12(1).
- Luizzi, M. G. (2010). Macroalgas bentónicas como sustrato y refugio de invertebrados marinos. (Tesis Doctoral). *Universidad de Buenos Aires, Facultad de Ciencias Exactas Y Naturales*, Buenos Aires, Argentina.

- Maciel-Baltazar, E. (2015). Dinoflagelados (Dinoflagellata) tóxicos de la costa de Chiapas, México, Pacífico centro oriental. *Cuadernos de Investigación UNED*, 7(1), 39–48.
- Maciel-Baltazar, E., & Hernández-Becerril, D. U. (2013). Especies de dinoflagelados atecados (Dinophyta) de la costa de Chiapas, sur del Pacífico Mexicano. *Revista de Biología Marina Y Oceanografía*, 48(2), 245–259. <https://doi.org/10.4067/S0718-19572013000200005>
- 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.
- Mancera-Pineda, J. E., Montalvo-Talaigua, M., & Gavio, B. (2014). Potentially toxic Dinoflagellates associated to drift in San Andres Island, International Biosphere Reservation - Seaflower. *Caldasia*, 36(1), 139–156.
- Mangialajo, L., Ganzin, N., Accoroni, S., Asnaghi, V., Blanfuné, A., Cabrini, M., ... Cohu, S. (2011). Trends in *Ostreopsis* proliferation along the Northern Mediterranean coasts. *Toxicon*, 57(3), 408–420.
- Meave-Del Castillo, M. E., Zamudio- Resendiz, M., & Castillo-Rivera, M. (2012). Riqueza Fitoplanctónica de la Bahía de Acapulco y Zona Costera adedaña , Guerrero, México. *Acta Botanica Mexicana*, 100, 405–487.
- Meave-Del Castillo, M. E. (2009). Dinoflagelados y Diatomeas del Pacífico tropical mexicano, Universidad Autónoma Metropolitana. Unidad Iztapal.
- 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.
- Melton, R. J., Randall, J. E., Fusetani, N., Weiner, R. S., Couch, R. D., & Sims, J. K. (1984). Fatal sardine poisoning. *Hawaii Medical Journal*, 43(4), 114–124.
- Méndez, S., & Ferrari, G. (2002). Floraciones algales nocivas en Uruguay: antecedentes, proyectos en curso y revision de resultados. En A. Sar, M. E. Ferrario, & B. Reguera,. In *Floraciones Algales nocivas en el Cono Sur Americano* (pp. 271–288).
- Mercado, J. A., Rivera-Rentas, A. L., Gonzalez, I., Tosteson, T. R., Molgo, J., & Escalona de Motta, G. (1994). Neuro-and myo-toxicity of extracts from the benthic dinoflagellate *Ostreopsis lenticularis* is sensitive to μ -conotoxin. In *Soc. Neurosci. Abstracts* (Vol. 20, p. 718).

- 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.
- Migliaccio, O., Castellano, I., Di Cioccio, D., Tedeschi, G., Negri, A., Cirino, P., ... Palumbo, A. (2016). Subtle reproductive impairment through nitric oxide-mediated mechanisms in sea urchins from an area affected by harmful algal blooms. *Scientific Reports*, 6(May), 1–14. <https://doi.org/10.1038/srep26086>
- Ministerio de Salud. (2011). Reglamento Sanitario De Los Alimentos DS N° 977/96. *Diario Oficial de La Republica de Chile*, 181. Retrieved from <http://www.diariooficial.interior.gob.cl/media/2013/12/17/do-20131217.pdf>
- Molinet, C., Lafon, A., Lembeye, G., & Moreno, C. (2003). Patrones de distribución espacial y temporal de floraciones de *Alexandrium catenella* (Whedon & Kofoid) Balech 1985, en aguas interiores de la Patagonia noroccidental de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, 76(4), 681–698. <https://doi.org/10.4067/S0716-078X2003000400011>
- Mooney, B. D., De Salas, M., Hallegraeff, G. M., & Place, A. R. (2009). Survey for karlotoxin production in 15 species of gymnodinoid dinoflagellates (Kareniaceae, Dinophyta). *Journal of Phycology*, 45(1), 164–175.
- Moreira-González, Á. (2010). *Ostreopsis ovata* Fukuyo y *O. siamensis* Schmit, dos nuevos registros de dinoflagelados bentónicos tóxicos para Cuba. *Rev. Invest. Mar*, 31(2), 96–100.
- Muciño-Márquez, R. E., Gárate-Lizárraga, I., & López-Cortés, D. J. (2014). Seasonal Variation of the Genus *Prorocentrum* (DINOPHYCEAE) in Two Tuna Farms In The Bahía De La Paz, Mexico. *Acta Biológica Colombiana*, 20(1), 195–206. <https://doi.org/10.15446/abc.v20n1.42442>
- Munday, R. (2011). Palytoxin toxicology: animal studies. *Toxicon*, 57(3), 470–477.
- Munday, R., Murray, S., Rhodes, L. L., Larsson, M. E., & Harwood, D. T. (2017). Ciguatoxins and maitotoxins in extracts of sixteen *Gambierdiscus* isolates and one *Fukuyoa* isolate from the South Pacific and their toxicity to mice by intraperitoneal and oral administration. *Marine Drugs*, 15(7). <https://doi.org/10.3390/md15070208>
- Murray, S., Momigliano, P., Heimann, K., & Blair, D. (2014). Molecular phylogenetics and morphology of *Gambierdiscus yasumotoi* from tropical eastern Australia. *Harmful Algae*, 39(2014), 242–252. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2014.08.003>
- Naranjo, C., & Tapia, M. E. (2007). Comunidades del Plancton en la Caleta Aeolian de la Isla Baltra-Galápagos (Ecuador), durante 2005.

- Navarro-Vargas, G., Díaz-Ramos, J. R., Troccoli-Ghinaglia, L., & Subero-Pino, S. (2014). Dinoflagelaoos epibentónicos presentes en diferentes sustratos en la bahía Turpialito, Golfo de Cariaco, Velezuela. *Boletín Del Instituto Oceanografico de Venezuela*, 53(2), 161–170.
- Norma Técnica Ecuatoriana NTE INEN-CODEX 192:2013. (2013). *Norma general del CÓDEX para los aditivos alimentarios (MOD)* (1 er ed). Quito, Ecuador.
Retrieved from <http://www.normalizacion.gob.ec/wp-content/uploads/downloads/2014/ACTUALIZACION/04112014/192-CODEX-UNIDO.pdf>
- Norris, D. R., Bomber, J. W., & Balech, E. (1985). Benthic dinoflagellates associated with ciguatera from the Florida Keys. I. *Ostreopsis heptagona* sp. nov. In: Anderson, D.M., White, A.W., Baden, D.G. (Eds.). *Toxic Dinoflagellates*. Elsevier, Amsterdam, 39–44.
- Okolodkov, Y. B. (2008). *Protoperidinium* Bergh (Dinophyceae) of the National Park Sistema Arrecifal Veracruzano, Gulf of México, wilth a key for identification. *Acta Botánica Mexicana*, 84, 93–149.
- Okolodkov, Y. B. (2014). Dinophysiales (Dinophyceae) of the National Park Sistema Arrecifal Veracruzano, Gulf Mexico, with a key for identification. *Acta Botánica Mexicana*, 106, 9–71.
- Okolodkov, Y. B., Campos-Bautista, G., Gárate-Lizárraga, I., González-González, J. A., Hoppenrath, M., & Arenas, V. (2007). Seasonal changes of benthic and epiphytic dinoflagellates in the Veracruz reef zone, Gulf of Mexico. *Aquatic Microbial Ecology*, 47(3), 223–237. <https://doi.org/10.3354/ame047223>
- Okolodkov, Y. B., & Gárate-Lizárraga, I. (2006). An Annotated Checklist of Dinoflagellates (Dinophyceae) from the Mexican Pacific. Calle Hidalgo No . 617 , Col . Río Jamapa , Boca del Río , Veracruz , Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas , CICIMAR-IPN Departamento de Plancton y Ecología Marina. *Acta Botánica Mexicana*, (74), 1–154.
- 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>
- OMS, & FAO. (2009). *Código de prácticas para el pescado y los productos pesqueros*. Codex Alimentarius. Roma, Italia.

- Omura, T., Nagahama, Y., & Fukuyo, Y. (2010). Ciguatera causative species found in main land of Japan. In *In GEOHAB Meeting Honolulu, Hawaii, USA* (pp. 21–23).
- Onuma, Y., Satake, M., Ukena, T., Roux, J., Chanteau, S., Rasolofonirina, N., ... Yasumoto, T. (1999). Identification of putative palytoxin as the cause of clupeotoxism. *Toxicon*, *37*(1), 55–65.
- Palacios, C., & Burgos, L. (2009). Estudio comparativo de la calidad del agua en el área marino costera de Bahía Academia, Caleta Aeolian y Puerto Villamil-Islas Galápagos-junio-julio 2007. *Acta Oceanográfica Del Pacífico*, *15*(1), 165–173.
- Palacios, J., & Rosero, D. (2014). Análisis de las condiciones climáticas registradas en el Ecuador continental en el año 2013 y su impacto en el sector agrícola. *Estudios E Investigaciones Meteorológicas. INHAMI*, Quito, Ecuador, 1-27. Retrieved from [http://www.serviciometeorologico.gob.ec/wp-content/uploads/2014/01/Informe2014\\$NGR.pdf](http://www.serviciometeorologico.gob.ec/wp-content/uploads/2014/01/Informe2014$NGR.pdf)
- Parra-Toriz, D., Hernández-Becerril, D. U., & Esqueda-Lara, K. (2014). *Phalacroma gibbosum* sp. nov. (Dinophyceae) from the southern Gulf of Mexico. *Nova Hedwigia*, *99*(1–2), 83–96. <https://doi.org/10.1127/0029-5035/2014/0189>
- Parsons, M. L., Aligizaki, K., Bottein, M. Y. D., Fraga, S., Morton, S. L., Penna, A., & Rhodes, L. (2012). Gambierdiscus and Ostreopsis: Reassessment of the state of knowledge of their taxonomy, geography, ecophysiology, and toxicology. *Harmful Algae*, *14*, 107–129. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2011.10.017>
- 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).
- Penna, A., Fraga, S., Battocchi, C., Casabianca, S., Giacobbe, M. G., Riobó, P., & Vernesi, C. (2010). A phylogeographical study of the toxic benthic dinoflagellate genus Ostreopsis Schmidt. *Journal of Biogeography*, *37*(5), 830–841. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2009.02265.x>

- Penna, A., Fraga, S., Battocchi, C., Casabianca, S., Perini, F., Capellacci, S., ... Vernesi, C. (2012). Genetic diversity of the genus *Ostreopsis* Schmidt: phylogeographical considerations and molecular methodology applications for field detection in the Mediterranean Sea. *Cryptogamie, Algologie*, 33(2), 153–163. <https://doi.org/10.7872/crya.v33.iss2.2011.153>
- Penna, A., Vila, M., Fraga, S., Giacobbe, M. G., Andreoni, F., Riobó, P., & Vernesi, C. (2005). Characterization of *Ostreopsis* and *Coolia* (Dinophyceae) isolates in the western Mediterranean Sea based on morphology, toxicity and internal transcribed spacer 5.8s rDNA sequences. *Journal of Phycology*, 41(1), 212–225. <https://doi.org/10.1111/J.1529-8817.2005.04011.x>
- Peralta, P., & Fuentes, V. (2005). Fitobentos, fitoplancton y zooplancton litoral del bañado de Carilauquen, Cuenca de Llanquanelo, Mendoza, Argentina. *Limnetica*, 24(1–2), 183–197.
- Peraza-Escarrá, R., & Moreira-González, Á. R. (2012). Composición y abundancia de dinoflagelados epibentónicos tecados potencialmente tóxicos de la Ensenada Guajimico , región Centro-Sur de Cuba. *Revista Cubana de Investigaciones Pesqueras*, 29(1), 59–66.
- Piu-Guime, M. (2000). La Reserva Marina de Galápagos. *Informe Galápagos 1999-2000*, 8–14.
- Pizarro, G., Cristian, G., Cárdenas, C., Frangópulos, M., Alarcón, C., Guzmán, L., ... Pacheco, H. (2011). Distribución espacial de *Alexandrium catenella* y de toxinas paralizantes en el plancton y mariscos entre el Golfo de Penas y Canal de Trinidad (Primavera 2008). *Ciencia Y Tecnología Del Mar*, 34(1–2), 19–30.
- Pizarro, G., Garrido, C., Zamora, C., Alarcon, C., Raimapo, R., Salgado, P., ... Faure, M. T. (2015). Distribución de *Alexandrium catenella* y de toxinas paralizantes en el fitoplancton y mariscos entre el estrecho de magallanes y tierra del fuego (primavera 2010). *Ciencia Y Tecnología Del Mar*, 36, 36–68.
- Place, A. R., Bowers, H. A., Bachvaroff, T. R., Adolf, J. E., Deeds, J. R., & Sheng, J. (2012). *Karlodinium veneficum*-The little dinoflagellate with a big bite. *Harmful Algae*, 14, 179–195. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2011.10.021>
- 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.
- Quod, J. P. (1994). *Ostreopsis mascarenensis* sp. nov.(Dinophyceae), a new toxic

- dinoflagellate from coral reefs in the South West Indian Ocean. *Cryptogamie: Algologie. Paris*, 15(4), 243–251.
- 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° 2074/2005 de la Comisión. (2005). Métodos de ensayo reconocidos para la detección de biotoxinas marinas a los efectos de los Reglamentos (CE) n° 853/2004 y (CE) n° 854/2004, L 338, 27.
- 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.
- Reglamento (CE) N° 854/2004 del Parlamento Europeo y del Consejo. (2004). Normas específicas para la organización de controles oficiales de los productos de origen animal destinados al consumo humano, *DO L139*, 206.
- Reglamento (CE) N° 178/2002 del Parlamento Europeo y del Consejo. (2002). Por lo que se establecen los principios y requisitos de legislación alimentaria, se crea la Autoridad Europea de Seguridad Alimentaria y se fijan procedimientos relativos a la seguridad alimentaria. *Diario Oficial de Las Comunidades Europeas*, DO L31, 24.
- Reglamento (UE) N° 15/2011 de la Comisión. (2011). Por el que se modifica el Reglamento (CE) n o 2074/2005 en lo relativo a los métodos de análisis reconocidos para la detección de biotoxinas marinas en moluscos bivalvos vivos, *L6*, 3.
- Reguera, B. (2002). Establecimiento de un programa de seguimiento de microalgas tóxicas. In: Sar, E. A., M. E. Ferrario & B. Reguera (eds.). In *Floraciones algales nocivas en el cono Sur Americano. Instituto Español de Oceanografía* (p. Vigo, España, 24-51).
- Reguera, B. (2003). Biología, autoecología y toxicología de las principales especies del género *Dinophysis* asociadas a episodios de intoxicación Diarreogénica por Bivalvos (DPS). (Tesis doctoral), Universidad de Barcelona, Barcelona, España. <https://doi.org/10.1111/j.1574-6968.2006.00369.x>
- Reguera, B., Riobó, P., Rodríguez, F., Díaz, P. A., Pizarro, G., Paz, B., ... Blanco, J. (2014). *Dinophysis* toxins: Causative organisms, distribution and fate in shellfish. *Marine Drugs*, 12(1), 394–461. <https://doi.org/10.3390/md12010394>

- Reverté, L., Soliño, L., Carnicer, O., Diogène, J., & Campàs, M. (2014). *Alternative methods for the detection of emerging marine toxins: Biosensors, biochemical assays and cell-based assays*. *Marine Drugs* (Vol. 12). <https://doi.org/10.3390/md12125719>
- Rhodes, L. (2011). World-wide occurrence of the toxic dinoflagellate genus *Ostreopsis* Schmidt. *Toxicon*, 57(3), 400–407. <https://doi.org/10.1016/j.toxicon.2010.05.010>
- 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., Smith, K., Harwood, T., & Bedford, C. (2014). Novel and toxin-producing epiphytic dinoflagellates isolated from sub-tropical Raoul Island, Kermadec Islands group. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 48(4), 594–599. <https://doi.org/10.1080/00288330.2014.963127>
- Rhodes, L., Smith, K., Papiol, G. G., Adamson, J., Harwood, T., & Munday, R. (2014). Epiphytic dinoflagellates in sub-tropical New Zealand, in particular the genus *coolia* meunier. *Harmful Algae*, 34, 36–41. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2014.02.004>
- 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>
- Richlen, M. L., & Lobel, P. S. (2011). Effects of depth, habitat, and water motion on the abundance and distribution of ciguatera dinoflagellates at Johnston Atoll, Pacific Ocean. *Marine Ecology Progress Series*, 421, 51–66.
- Riobó-Agulla, P. (2008). Palitoxinas, ensayos biológicos y métodos químicos para su determinación en organismos marinos (Tesis Doctoral). *Universidade de Vigo, Departamento de Biología Funcional y Ciencias de la Salud*, Vigo, España.
- Rojas, P., & Ortiz, J. (2007). Comportamiento del Fitoplancton durante el evento Enos en el Océano Pacífico Colombiano. *Ingeniería de Recursos Naturales Y Del Ambiente*, (6), 5–15.
- 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/>

- Salinas, L. A. (2014). Distribución y Abundancia de dinoflagelados y su relación con los parámetros ambientales en la Bahía de Anconcito Salinas-Ecuador durante Noviembre 2013- Marzo 2014. (Tesis de grado), Universidad Estatal Península de Santa Elena, La L.
- Salón-Barros, J. C., Arregoces-Silva, L. J., Mancera-Pinneda, J. E., & Hoyos-Acuna, J. J. (2016). *Prorocentrum lima* and *Prorocentrum balticum* Bloom in the Cartagena de Indias, Colombian Caribbean. *Harmful Algae*, 53(9), 9–10.
- Sánchez, S., Delgado, E., Chang, F., Bernales, A., & Jacobo, N. (2007). Investigaciones en Floraciones Algales Nocivas (FAN). *Area de Fitoplancton Y Producción Primaria. Informe Anual 2007. Instituto Del Mar Del Peru*.
- Sar, E. A., Sunesen, I., Lavigne, A. S., & Goya, A. B. (2010). *Dinophysis* spp. Asociadas a detección de toxinas diarreicas (DSTS) en moluscos y a intoxicación diarreica en humanos (Provincia de Buenos Aires, Argentina). *Revista de Biología Marina Y Oceanografía*, 45(3), 451–460. <https://doi.org/10.4067/S0718-19572010000300010>
- 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>
- Schweikert, M., & Elbrächter, M. (2004). First ultrastructural investigations of the consortium between a phototrophic eukaryotic endocytobiont and *Podolampas bipes* (Dinophyceae). *Phycologia*, 43(5), 614–623.
- Seguel, M., Sfeir, A., & Albornoz, V. (2010). Floraciones de microalgas tóxicas en la región de Aysén y su relación con larvas de peces. *Ciencia Y Tecnología Del Mar*, 33(1), 31–42. Retrieved from <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=57713498004>
- 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>
- Selina, M. S., & Orlova, T. Y. (2010). First occurrence of the genus *Ostreopsis* (Dinophyceae) in the Sea of Japan. *Botanica Marina*, 53(3), 243–249.

- Shears, N. T., & Ross, P. M. (2009). Toxic cascades: Multiple anthropogenic stressors have complex and unanticipated interactive effects on temperate reefs. *Ecology Letters*, *13*(9), 1149–1159. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2010.01512.x>
- Skinner, M. P., Brewer, T. D., Johnstone, R., Fleming, L. E., & Lewis, R. J. (2011). Ciguatera fish poisoning in the Pacific Islands (1998 to 2008). *PLoS Neglected Tropical Diseases*, *5*(12), e1416.
- 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>
- Smayda, T. J. (2007). Reflections on the ballast water dispersal-harmful algal bloom paradigm. *Harmful Algae*, *6*(4), 601–622. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2007.02.003>
- Steidinger, K. A., Wolny, J. L., & Haywood, A. J. (2008). Identification of Kareniaceae (Dinophyceae) in the Gulf of Mexico. (With 9 figures and 1 table). *Nova Hedwigia Beihefte*, *133*, 269.
- Suzuki, T., Beuzenberg, V., Mackenzie, L., & Quilliam, M. A. (2004). Discovery of okadaic acid esters in the toxic dinoflagellate *Dinophysis acuta* from New Zealand using liquid chromatography/tandem mass spectrometry. *Rapid Communications in Mass Spectrometry*, *18*(10), 1131–1138.
- Suzuki, T., Mackenzie, L., Stirling, D., & Adamson, J. (2001). Pectenotoxin-2 seco acid: a toxin converted from pectenotoxin-2 by the New Zealand Greenshell mussel, *Perna canaliculus*. *Toxicon*, *39*(4), 507–514.
- Tapia, M. E. (2007). Variabilidad temporal del fitoplancton en áreas costeras del mar ecuatoriano y su interrelación con el evento de la Niña 1999-2000, Ecuador. *Acta Oceanográfica Del Pacífico*.
- Tapia, M. E. (2013). Composición y distribución del fitoplancton durante la prospección sísmica en la costa ecuatoriana, Diciembre de 2008. *Acta Oceanográfica Del Pacífico. INOCAR*, *18*(1), 75–89.
- Tawong, W., Nishimura, T., Sakanari, H., Sato, S., Yamaguchi, H., & Adachi, M. (2014). Distribution and molecular phylogeny of the dinoflagellate genus *Ostreopsis* in Thailand. *Harmful Algae*, *37*, 160–171. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2014.06.003>
- Taylor, F. J. R., M. Hoppenrath y J. F. Saldarriaga. 2008. Dinoflagellate diversity and distribution. *Biodiversity and Conservation* *17*:407-418.

- Tester, P. A., Feldman, R. L., Nau, A. W., Kibler, S. R., & Litaker, R. W. (2010). Ciguatera fish poisoning and sea surface temperatures in the Caribbean Sea and the West Indies. *Toxicon*, *56*(5), 698–710.
- Thyng, K. M., Hetland, R. D., Ogle, M. T., Zhang, X., Chen, F., & Campbell, L. (2013). Origins of *Karenia brevis* harmful algal blooms along the Texas coast. *Limnology and Oceanography: Fluids and Environments*, *3*(1), 269–278. <https://doi.org/10.1215/21573689-2417719>
- Tichadou, L., Glaizal, M., Armengaud, A., Gossel, 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. (2013). Eventos de mareas rojas: Estrategias de manejo preventivas en Ecuador. *Revista Universidad de Guayaquil*, *2001*(117), 1–14.
- Torres, G. (2015). Evaluación de Mareas Rojas durante 1968-2009 en Ecuador. *Revista de Biología y Geología*, *20*(1), 89–98.
- Torres, G., & Palacios, C. (2007). Bloom de Noctiluca y Ceratium dens en el Golfo de Guayaquil (2004). *Revista de Biología y Geología*, *14*(1), 126–130.
- Torres, G., & Tapia, M. (2000). Distribución del fitoplancton y su comportamiento en el afloramiento en las islas Galápagos. *Acta Oceanográfica Del Pacífico*.
- Torres, G., & Tapia, M. E. (2000). Distribución del fitoplancton y su comportamiento en el afloramiento en las Islas Galápagos. *Acta Oceanográfica Del Pacífico*, *10*(1), 137–150.
- Tubaro, A., Durando, P., Del Favero, G., Ansaldi, F., Icardi, G., Deeds, J. R., & Sosa, S. (2011). Case definitions for human poisonings postulated to palytoxins exposure. *Toxicon*, *57*(3), 478–495.
- Tunin-Ley, A., & Lemée, R. (2013). The genus *Neoceratium* (planktonic dinoflagellates) as a potential indicator of ocean warming. *Microorganisms*, *1*(1), 58–70.
- Uchida, T. (1977). Excretion of a diatom-inhibitory substance by *Prorocentrum micans* Ehrenberg. *Japanese Journal of Ecology*, *27*(1), 1–4.
- Usami, M., Satake, M., Ishida, S., Inoue, A., Kan, Y., & Yasumoto, T. (1995). Palytoxin analogs from the dinoflagellate *Ostreopsis siamensis*. *Journal of the American Chemical Society*, *117*(19), 5389–5390.

- Utermöhl, H. (1958). Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. *Internationale Vereinigung Für Theoretische Und Angewandte Limnologie: Mitteilungen*, 9(1), 1–38.
- Vargas-Montero, M., Bustamante, E. F., Guzman, J. C., & Vargas, J. C. (2008). Harmful blooms by noxious dinoflagellates in the Pacific coast of Costa Rica. *Hidrobiologica*, 18(1), 15–23.
- Vargas-Montero, M., & Freer, E. (2004). Presencia de los dinoflagelados *Ceratium dens*, *C. fusus* y *C. furca* (Gonyaulacales: Ceratiaceae) en el Golfo de Nicoya, Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 52, 127–132.
- Vargas-Montero, M., Morales, A., & Cortés, J. (2012). Primer informe del género *Gambierdiscus* (Dinophyceae) y otros dinoflagelados bentónicos en el Parque Nacional Isla del Coco ., *Revista de Biología Tropical*, 60(3), 187–199.
- Vera, E. (2007). Distribución y abundancia del fitoplancton (diatomeas y dinoflagelados) en la Bahía de Santa Elena (La Libertad – Ecuador) durante octubre 2004 – octubre 2005. Guayaquil – Ecuador.
- 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>
- Vila, M., & Masó, M. (2005). Phytoplankton functional groups and harmful algal species in anthropogenically impacted waters of the NW Mediterranean Sea. *Scientia Marina*, 69(1), 31–45. <https://doi.org/10.3989/scimar.2005.69n131>
- 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.
- Zinssmeister, C., & Hoppenrath, M. (2016). La diversidad de especies de dinoflagelados dinophysoid en el Clarion - Clipperton , Pacífico oriental.

ANEXOS

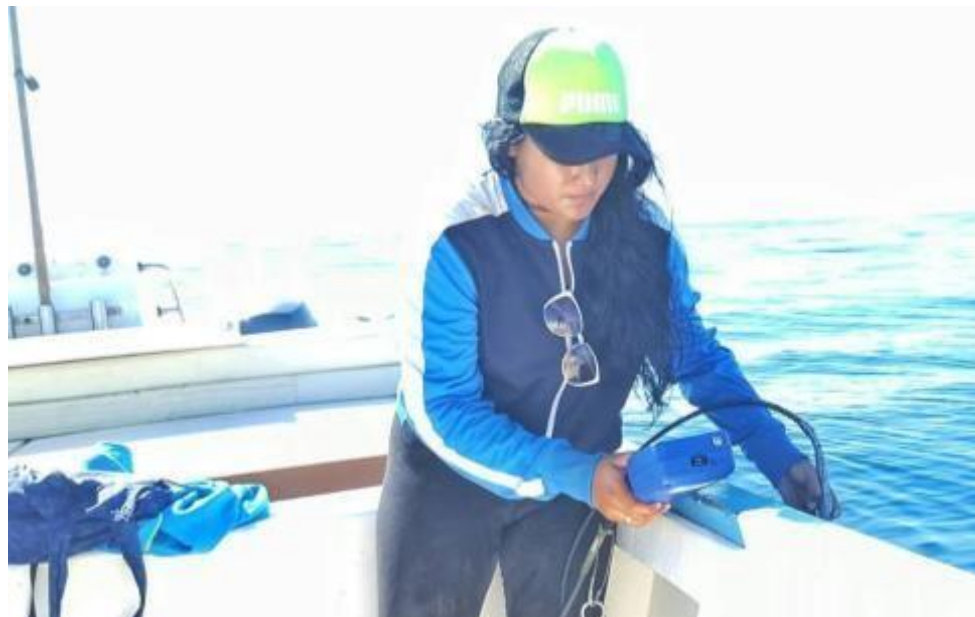


Figura 10. Toma parámetros físico-químicos de la columna de agua (30 metros)

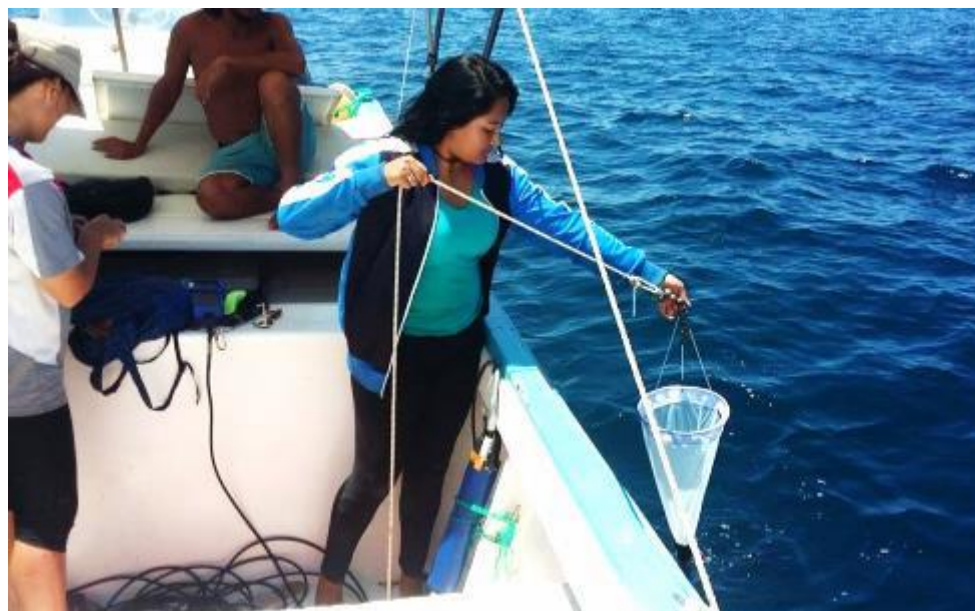


Figura 11. Arrastre vertical integrado de la columna de agua a 30 metros de profundidad con red de plancton de 20 μ m



Figura 12. Toma de parámetros físico-químicos de superficie



Figura 13. Recolección de muestras de macrófitos a 3 metros de profundidad



Figura 14. Filtrado de agua de mar a través de un tamiz de 200 μm de tamaño de poro para descartar partículas en suspensión



Figura 15. Fijación de las muestras con una solución de Lugol

Sustratos colectados



Figura 16. Crustáceo cirrípedo *Tetracicla* sp.



Figura 17. *Dyctiopteris* sp.



Figura 18. *Rodophyta* sp.



Figura 19. *Gracilaria* sp.



Figura 20. *Chlorophyta* sp.



Figura 21. Hidroide

Dinoflagelados epi-bentónicos potencialmente tóxicos



Figura 22. Género *Ostreopsis*



Figura 23. Género *Amphidinium*



Figura 24. Género *Coolia*



Figura 25. Género *Prorocentrum*

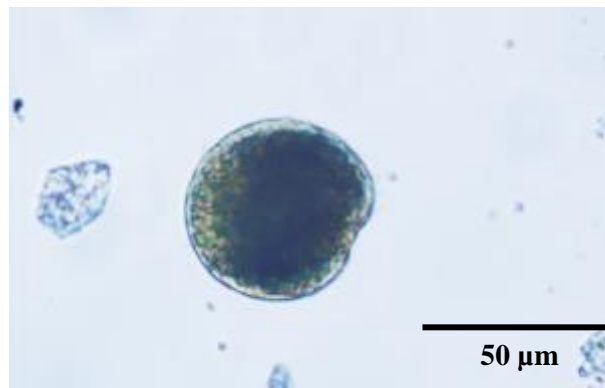


Figura 26. Género *Gambierdiscus*

DINOFLAGELADOS FITOPLANCTÓNICOS

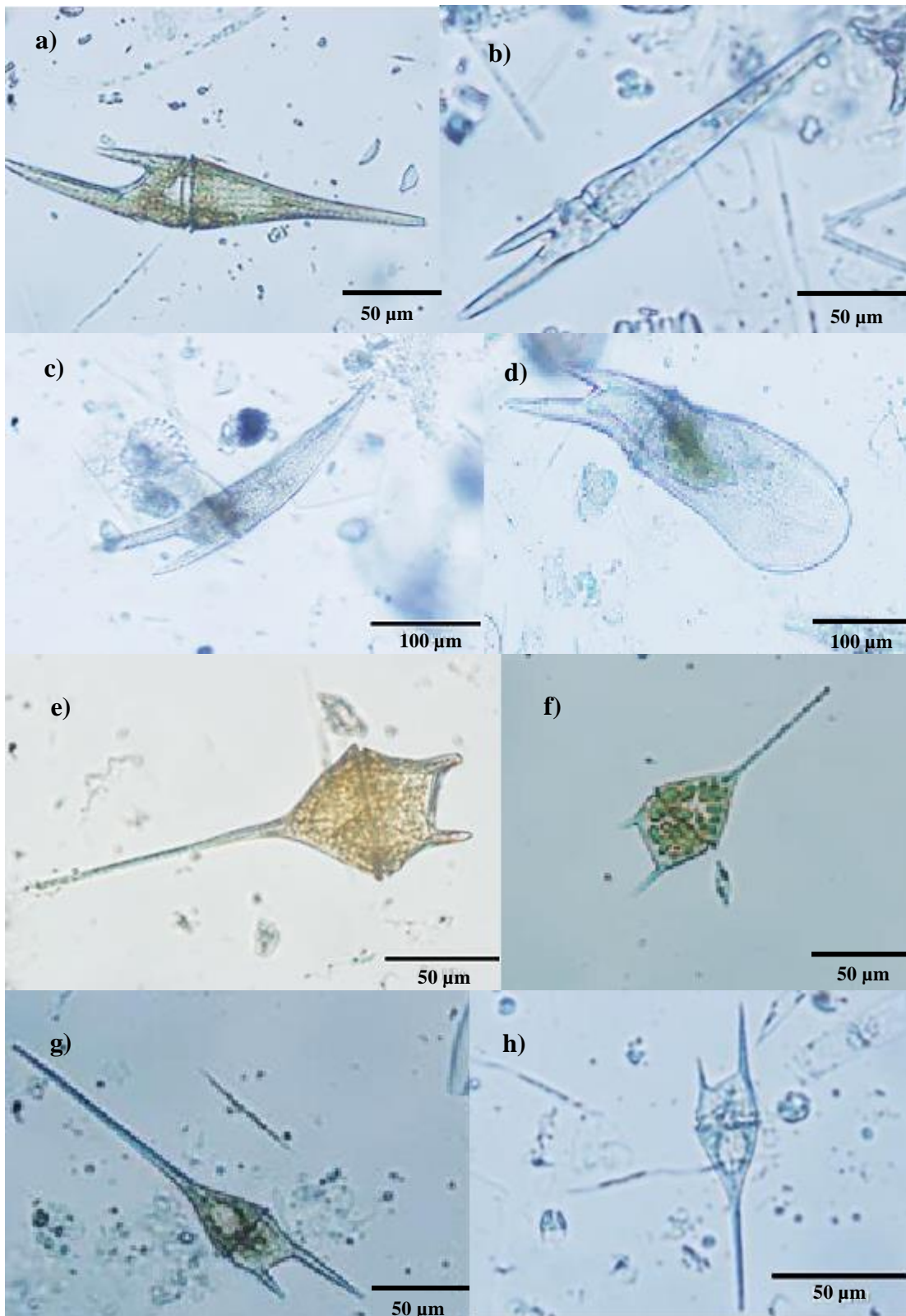


Figura 27. Género *Tripos*. **a)** *T. furca* **b)** *T. incisum* **c)** *T. inflatus*, **d)** *T. praelongum*, **e)** *T. pentagonum*, **f)** *T. lineatus*, **g)** *T. minutus*, **h)** *T. kofoidii*.

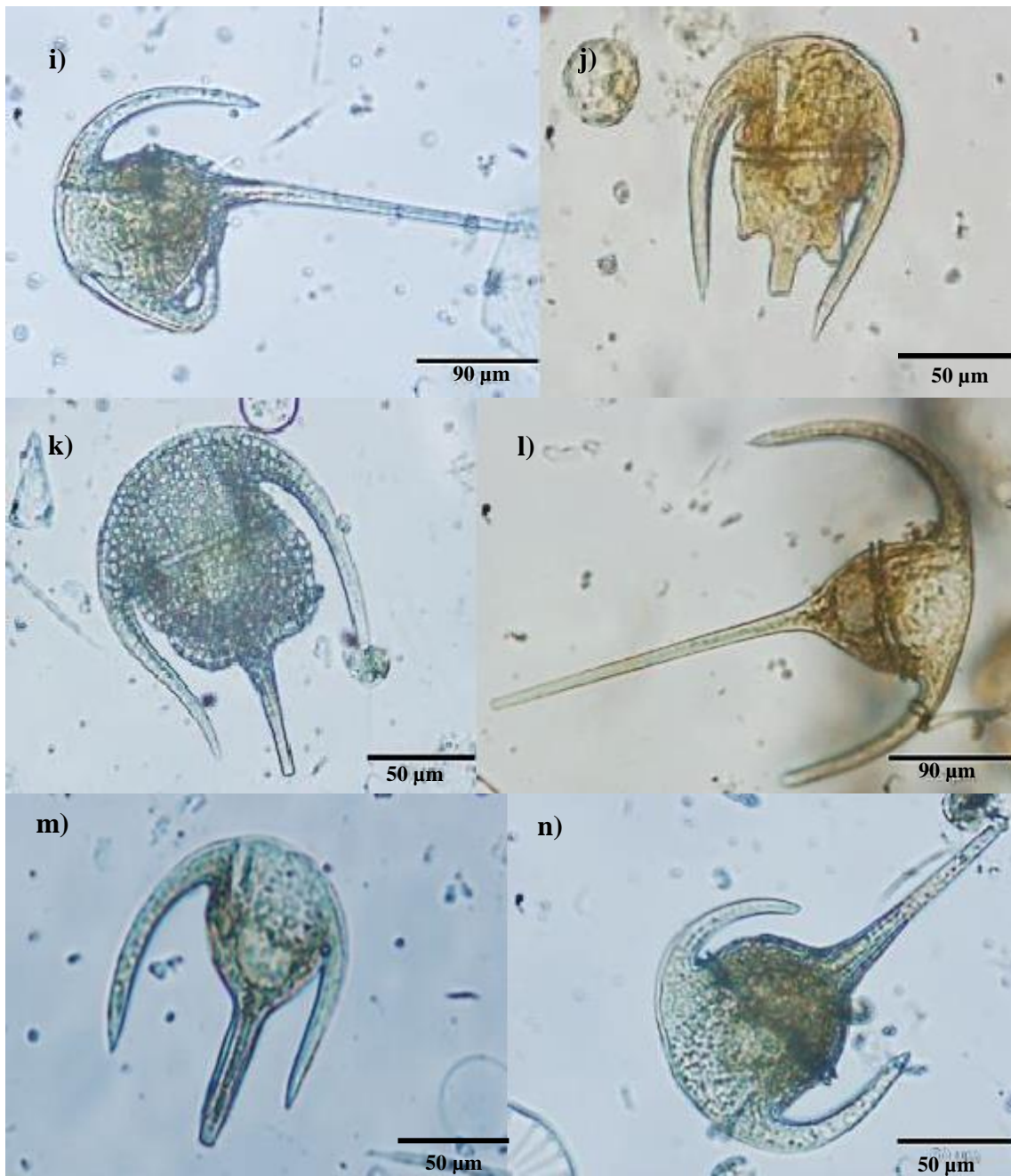


Figura 28. Género *Tripos*. **i)** *T. gibberum*, **j)** *T. limulus*, **k)** *T. paradoxides*, **l)** *T. brevis*, **m)** *T. azaricum*, **n)** *T. muelleri*

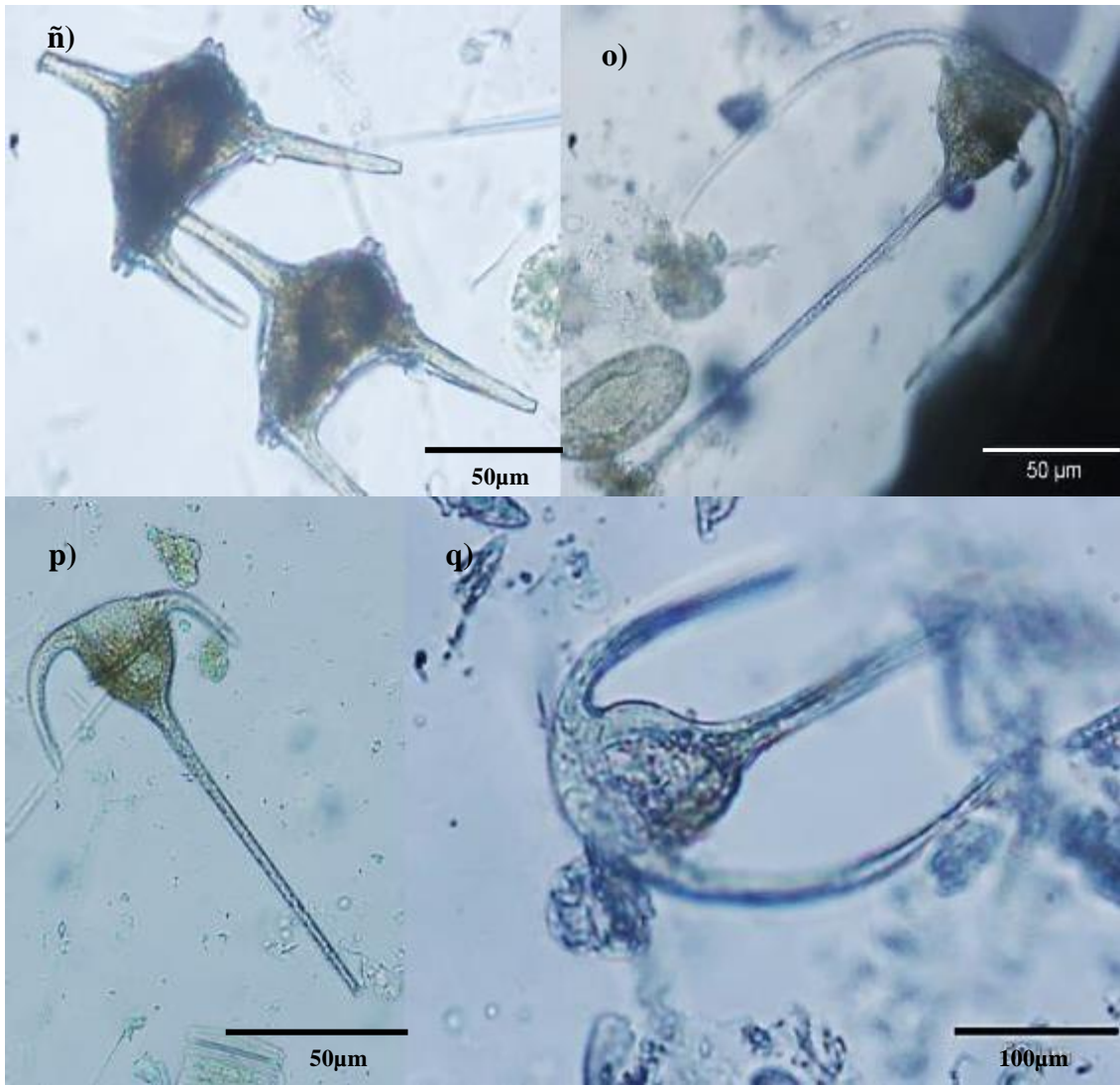


Figura 29. Género *Tripos*. ñ) *T. candelabrum* o) *T. euharctuatus*, p) *T. pulchellus*, q) *T. symmetricum*

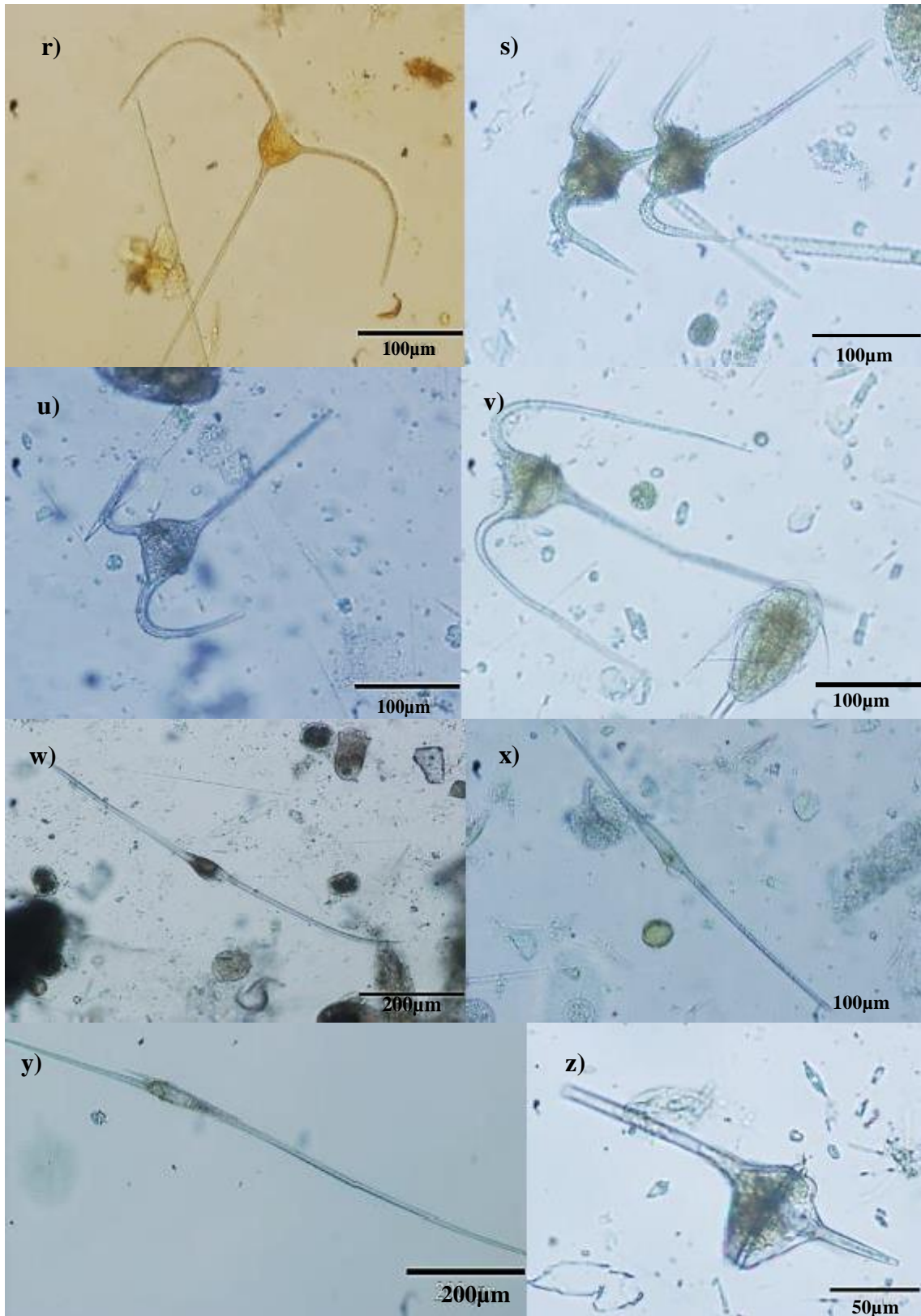


Figura 30. Género Tripos. r) *T. masiliense*, s) *T. macroceros*, t) *T. longipes*, u) *T. trichoceros*, v) *T. macroceros*, w) *T. falcatus*, x) *T. fusus*, y) *T. extensus*, z) *T. reflexus*

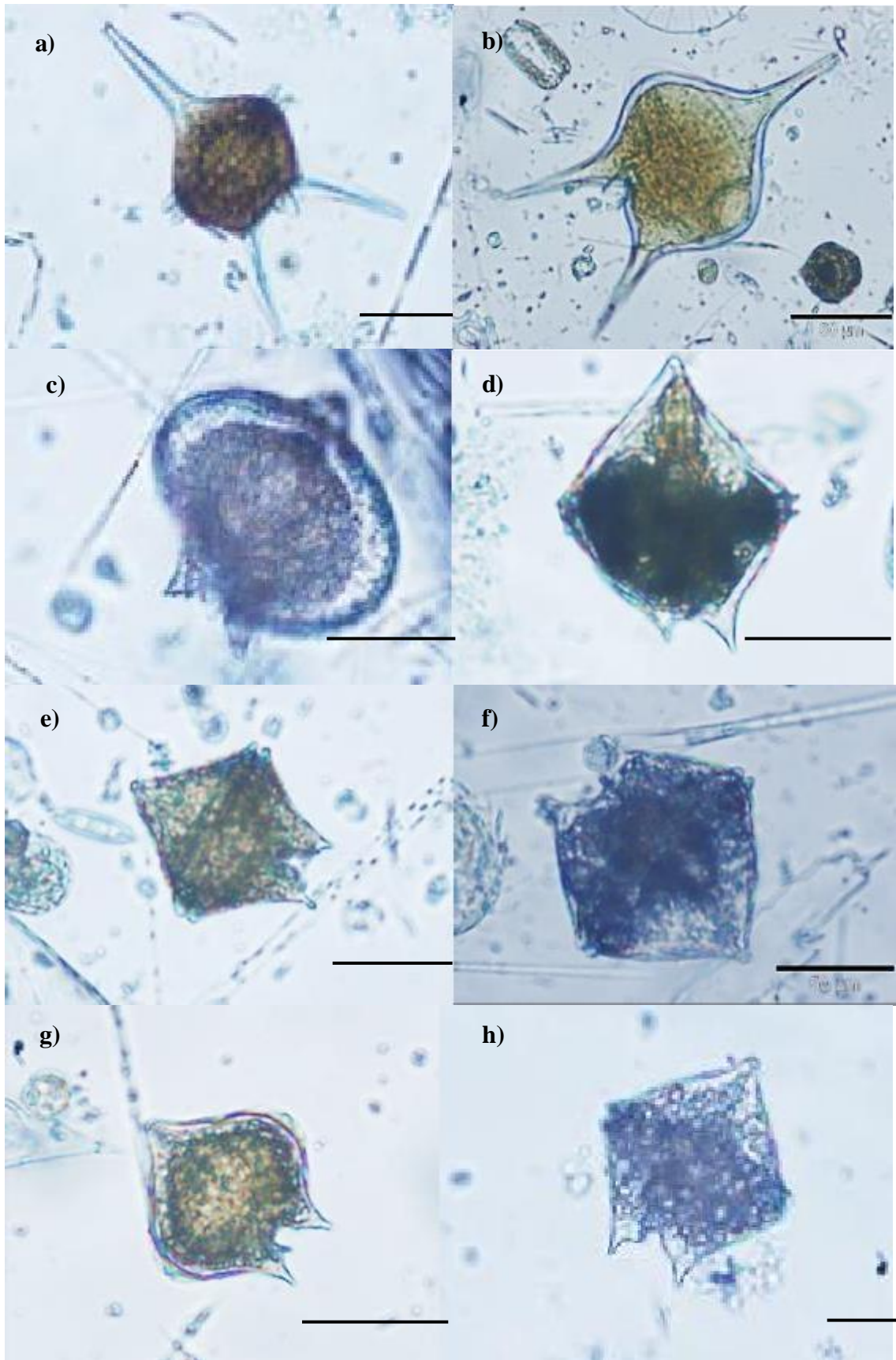


Figura 31. Género *Protoperidinium*. **a)** *P. diabolus*, **b)** *P. oceanicum*, **c)** *P. depressum*, **d)** *P. curtipes*, **e)** *P. conicum*, **f)** *P. conocoides*, **g)** *P. brochii*, **h)** *P. granii*. Barra de escala, 50 μm .

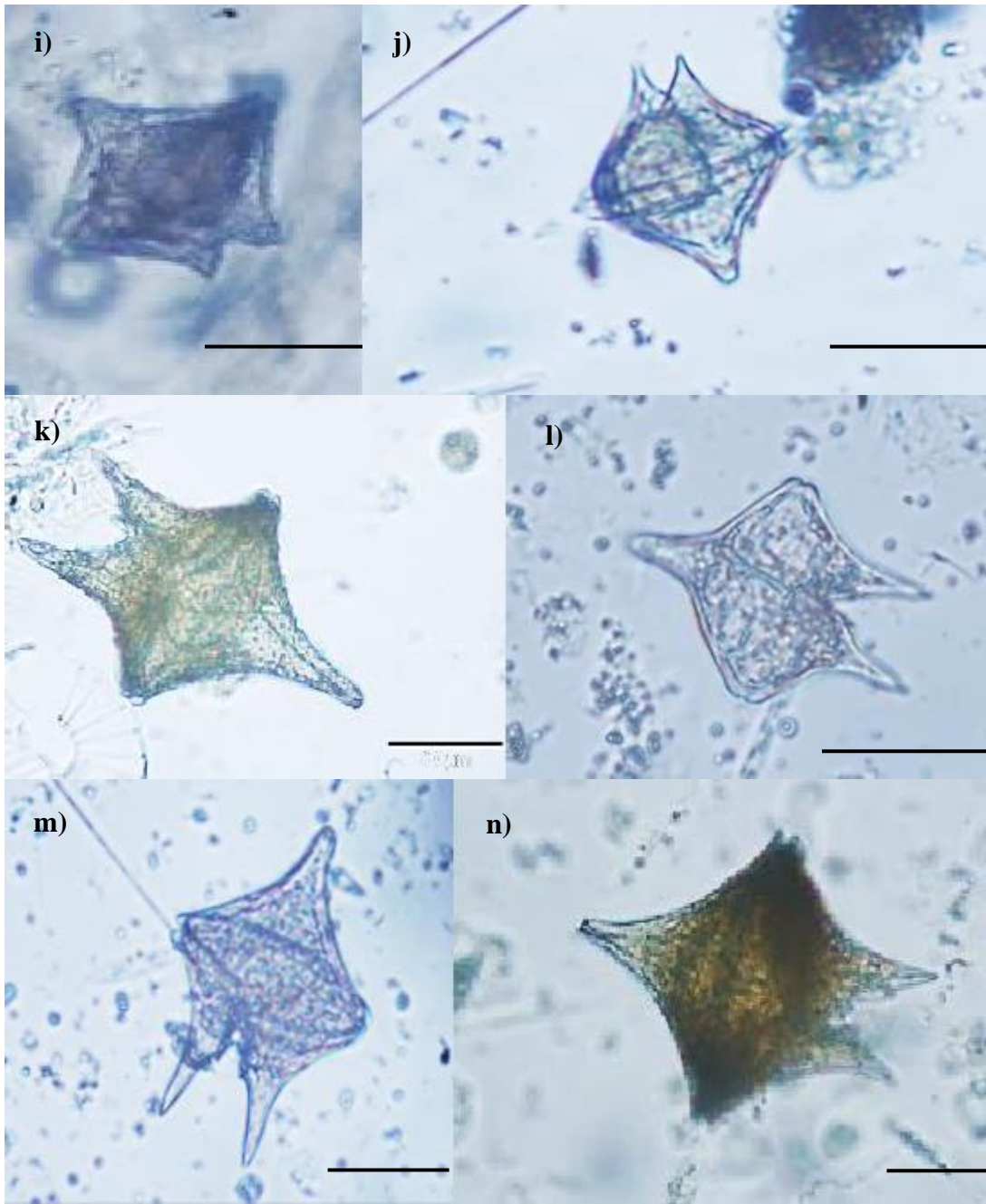


Figura 32. Género *Protoperidinium*. **i)** *P. leonis*, **j)** *P. crassipes*, **k)** *P. elegans*, **l)** *P. claudicans*, **m)** *P. oblongum*, **n)** *P. divergens*. Barra de escala, 50 μm .

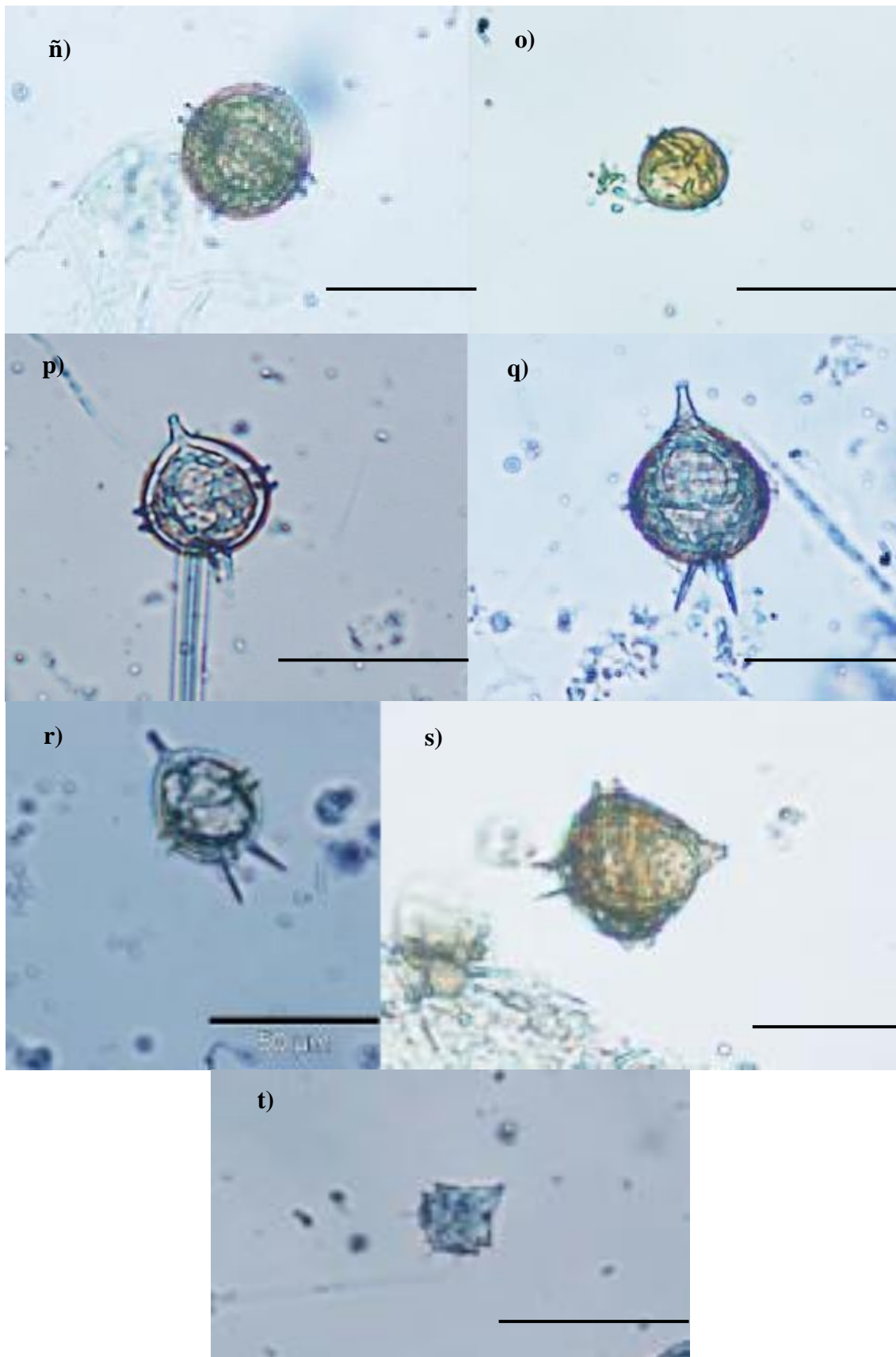


Figura 33. Género *Protoperidinium*. **n)** *P. oviforme*, **o)** *P. minutum*, **p)** *P. pellucidum*, **q)** *P. steinii*, **r)** *P. pyriforme*, **s)** *P. cerasus*, **t)** *P. bipes*. Barra de escala, 50 µm.

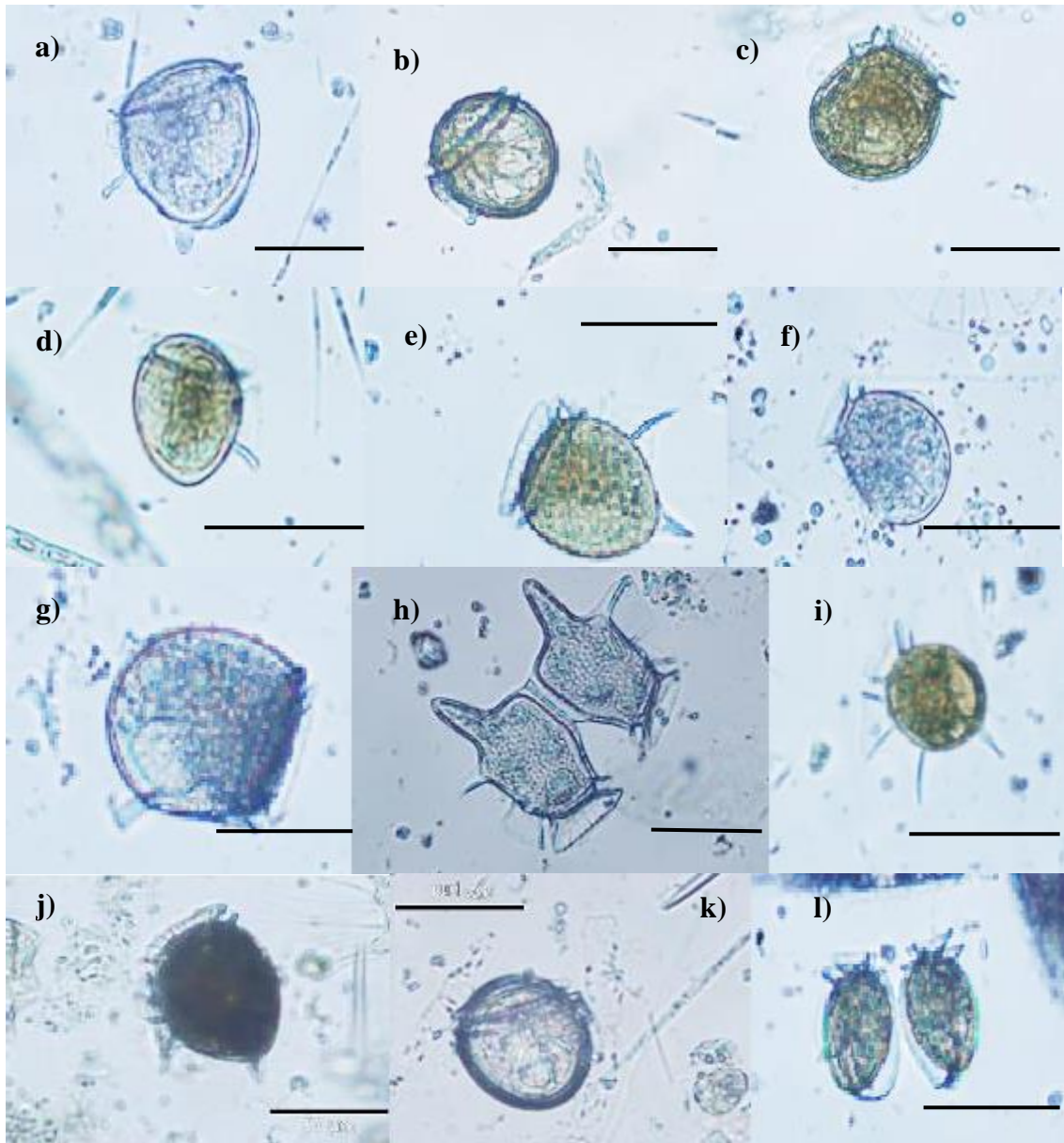


Figura 34. Género *Dinophysis*. **a)** *D. doryphora*, **b)** *D. rotundata*, **c)** *D. similis*, **d)** *D. infundibulum*, **e)** *D. hastata*, **f)** *D. fortii*, **g)** *D. expulsa*, **h)** *D. caudata*, **i)** *D. schuettii*, **j)** *D. odiosa*, **k)** *D. porodictium*, **l)** *D. ovum*. Barra de escala, 50 μ m.

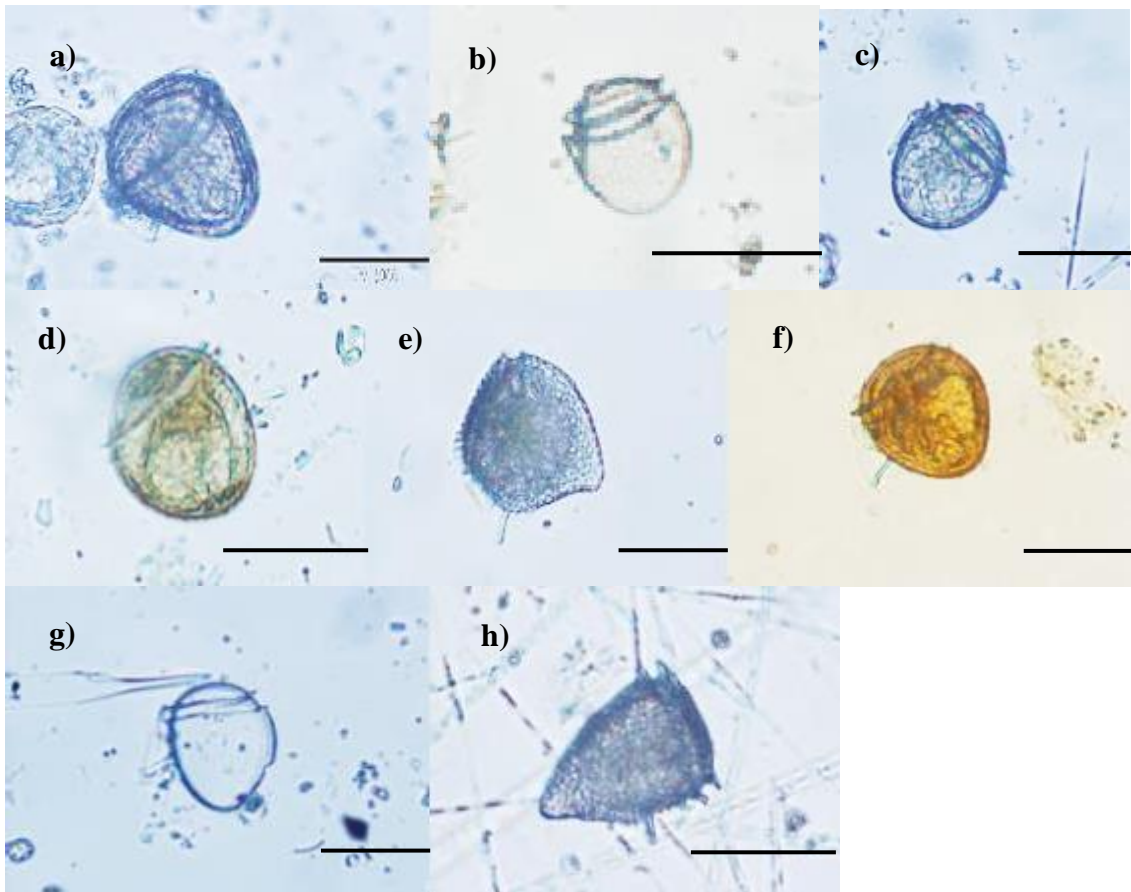


Figura 35. Género *Phalacroma*. a) *P. porodyctium*, b) *P. equalanti*, c) *P. parvulum*, d) *P. rotundatum*, e) *P. mitra*, f) *P. argus*, g) *P. amandula*, h) *P. operculoides*. Barra de escala, 50 µm.

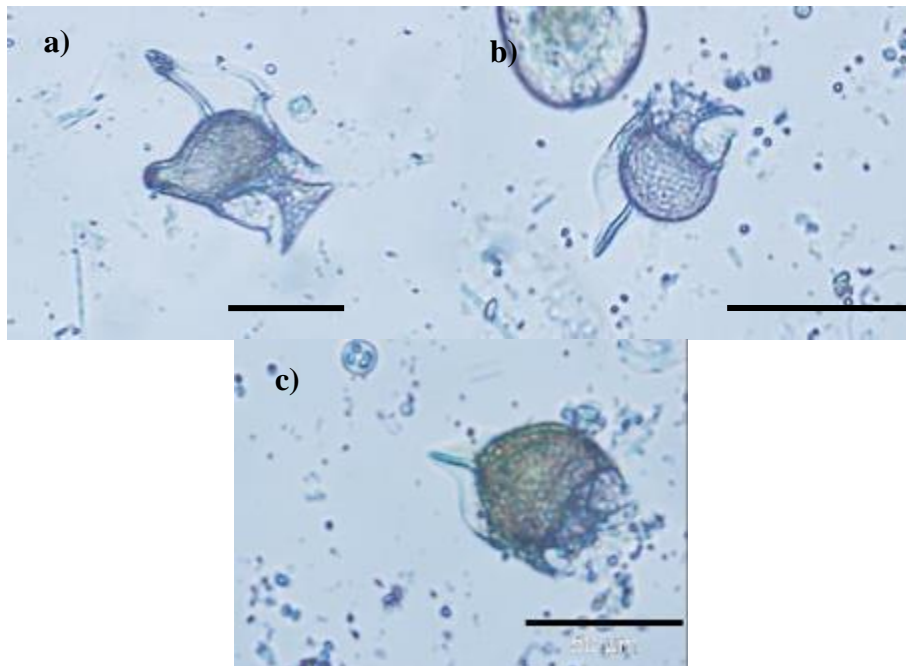


Figura 36. Género *Histoneis*. a) *H. biremis*, b) *H. costata*, c) *H. garrettii*. Barra de escala, 50µm

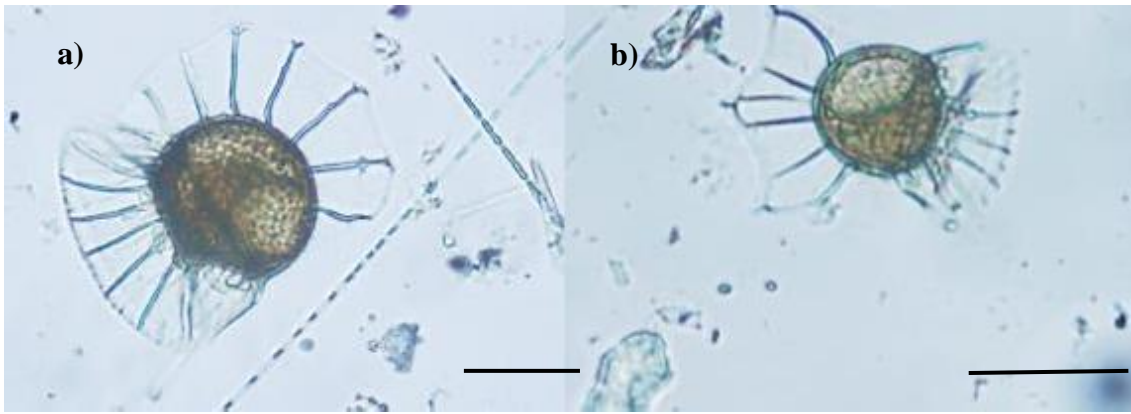


Figura 37. Género *Ornitocercus*. a) *O. magnificus*, b) *O. heteroporus*. Barra de escala, 50 μ m

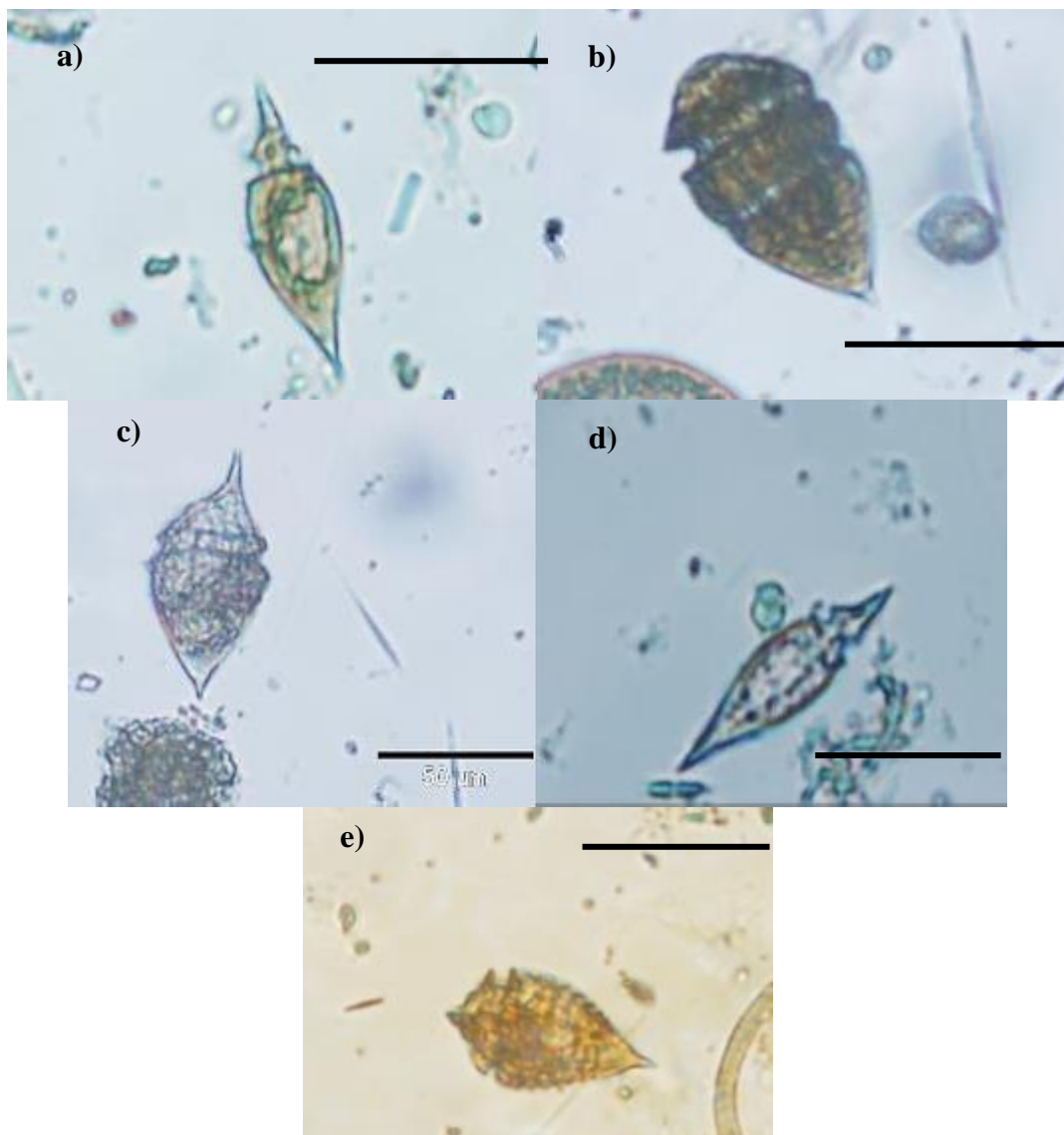


Figura 38. Género *Oxytosum*. a) *O. sceptrum*, b) *O. constrictum*, c) *O. milneri*, d) *O. scolopax*, e) *O. tessellatum*. Barra de escala, 50 μ m.



Figura 39. Género *Scripsiella*

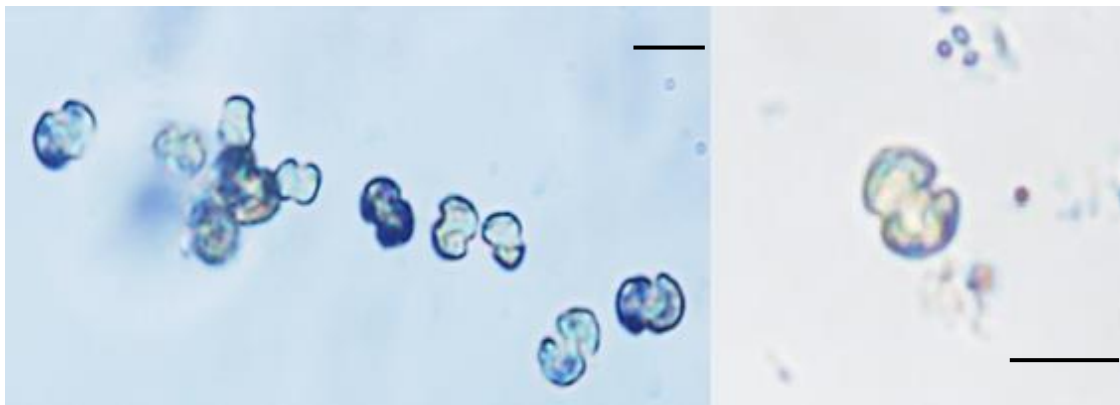


Figura 40. Género *Karloadinium*. Barra de escala, 10 µm.

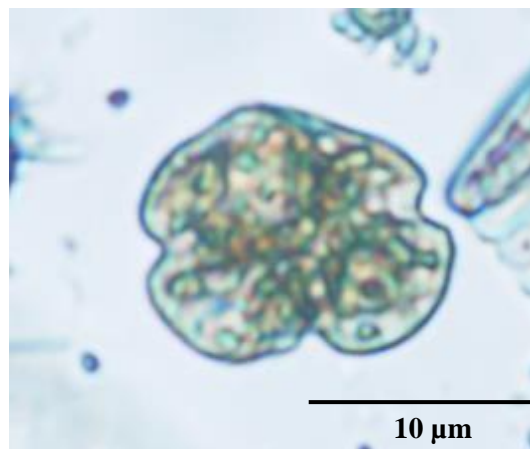


Figura 41. Género *Karenia*.



Figura 42. Género *Blepharocysta*. *B. splendor-maris*.

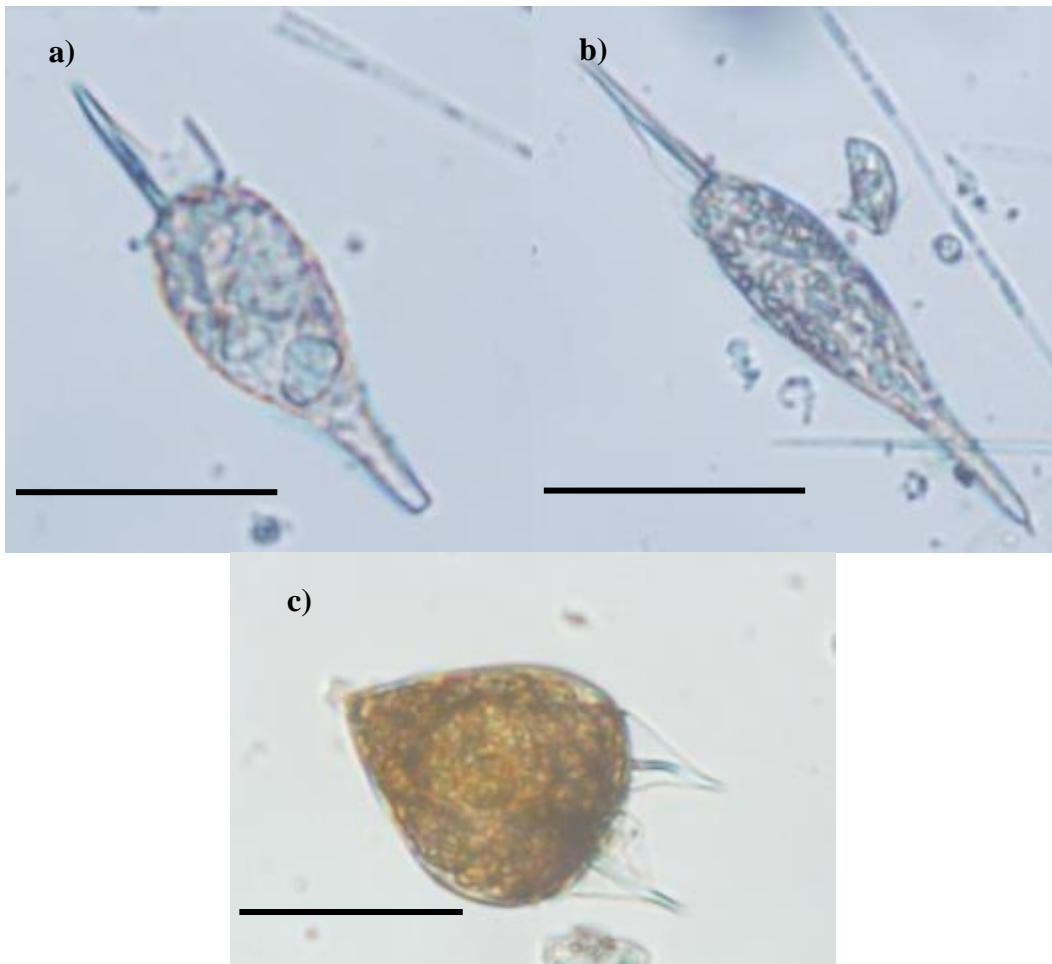


Figura 43. Género *Podolampas*. a) *P. bipes*, b) *P. spinifera*, c) *P. palmipes*. Barra de escala, 50µm.

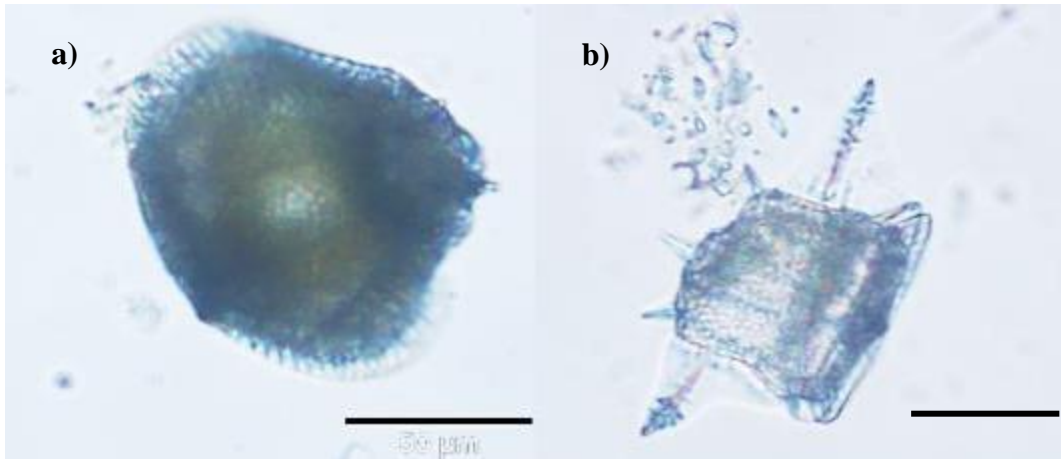


Figura 44. Género *Ceratocorys*. a) *C. horrida*, b) *C. armata*. Barra de escala, 50μm.

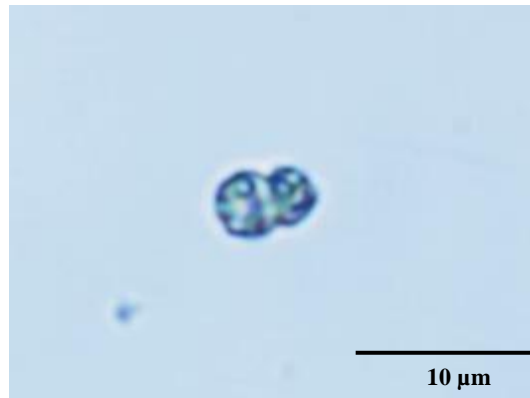


Figura 45. Género *Heterocapsa*.



Figura 46. Género *Pyrophacus*. Barra de escala, 50μm.

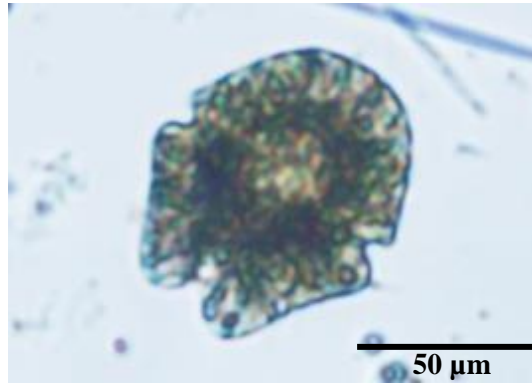


Figura 47. *Akashiwo sanguinea*

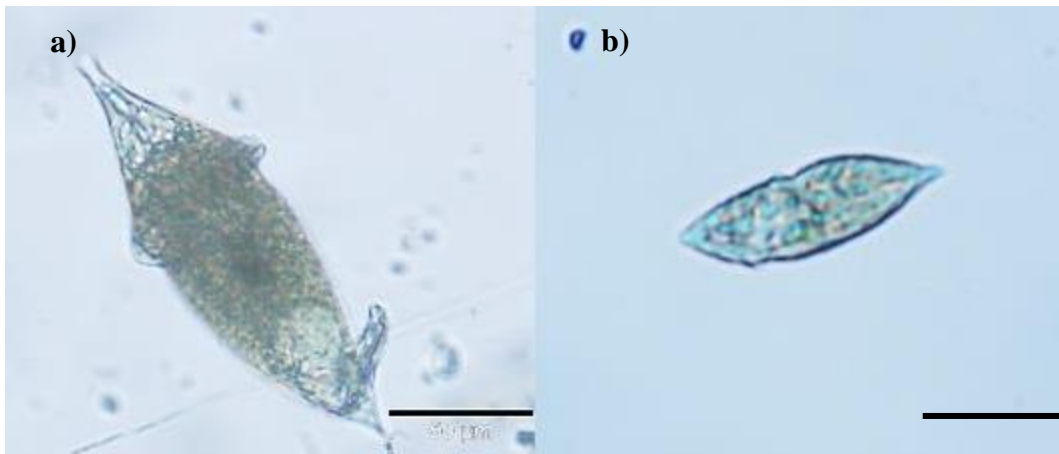


Figura 48. a) y b) Género *Gyrodinium*. Barra de escala, 50μm.



Figura 49. *Balechina coerulea*.

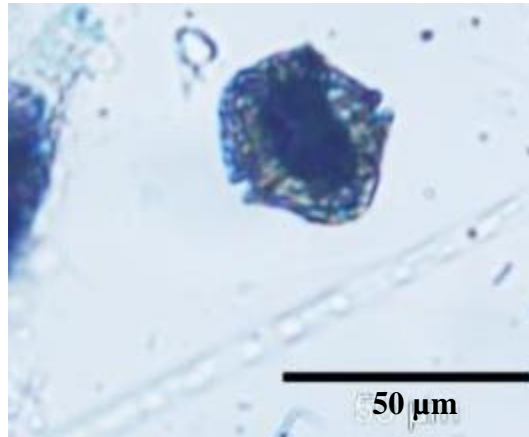


Figura 50. *Lingulodinium polyedrum*.

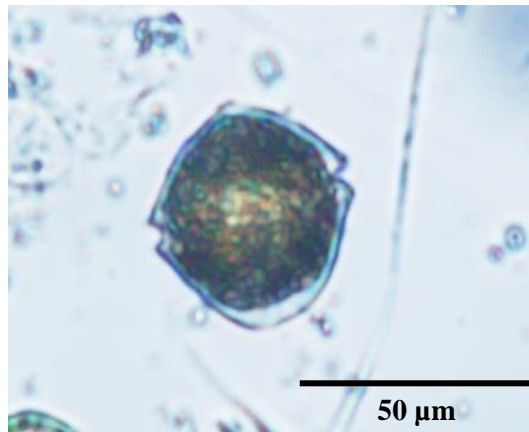


Figura 51. Género *Alexandrium*.

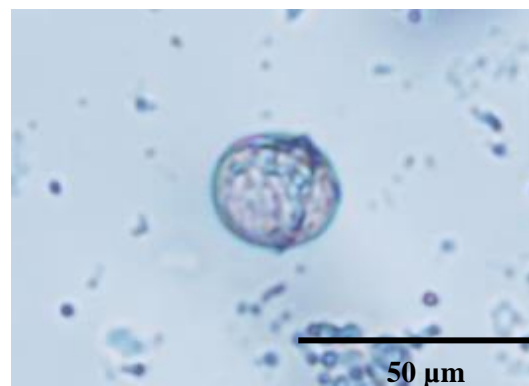


Figura 52. *Paleophalacroma uncinatum*.

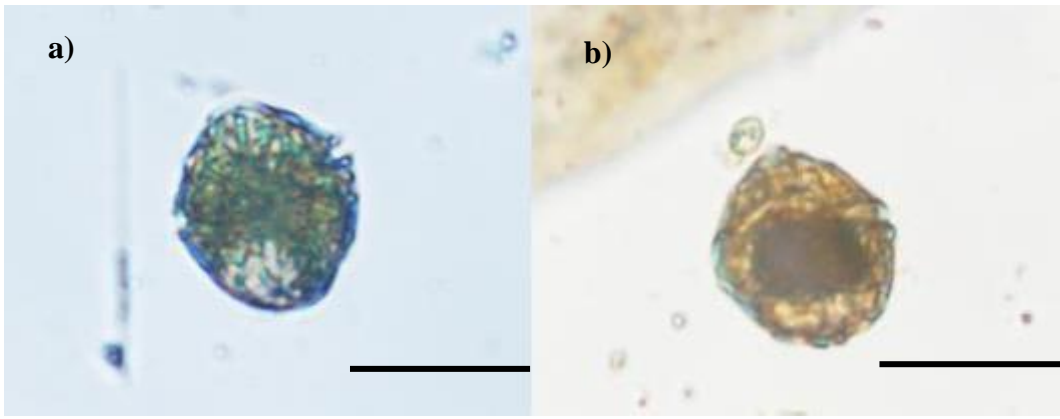


Figura 53. a) y b) *Protoceratium reticulatum*. Barra de escala, 50µm.

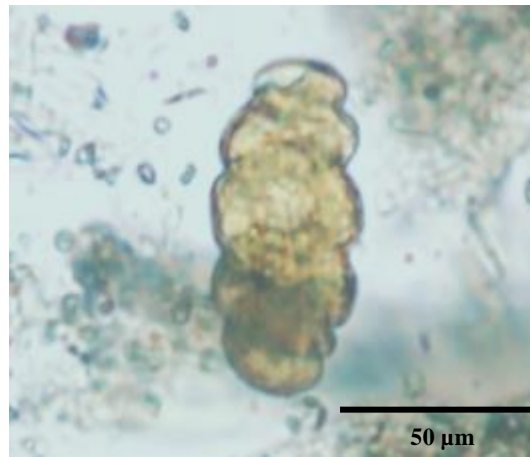


Figura 54. Género *Cochlodinium*

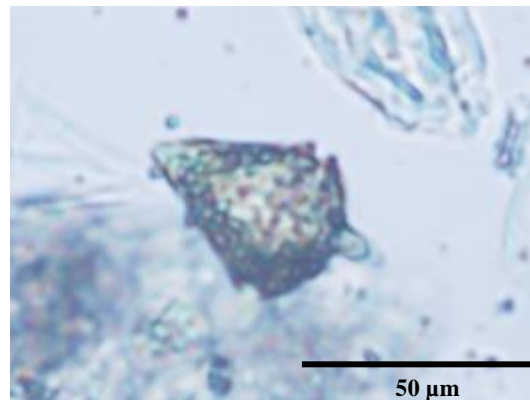


Figura 55. Género *Amphidoma*



Figura 56. *Diplopsalis lenticula*

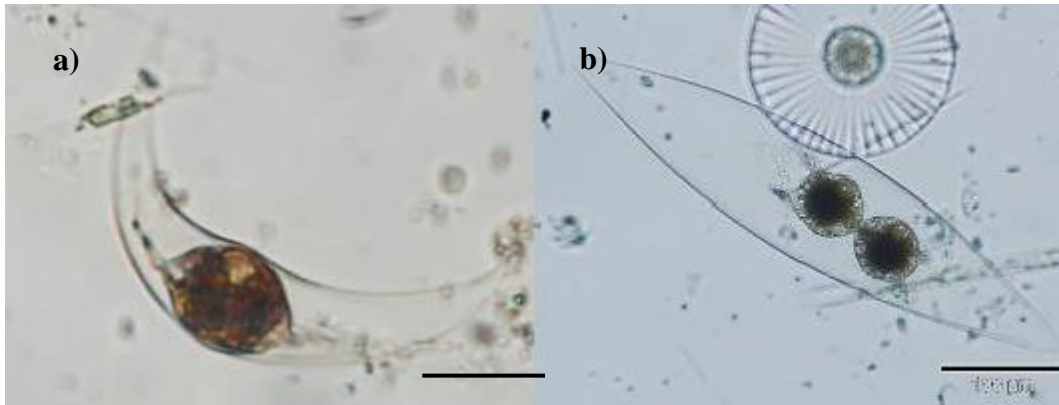


Figura 57. Género *Pyrocystis*. **a)** *P. lunula*, **b)** *P.* sp. Barra de escala, 100 μm.

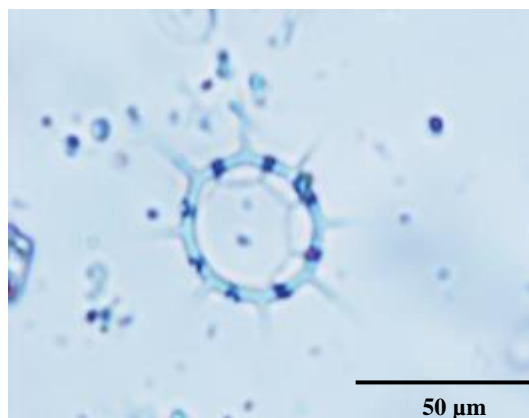


Figura 58. *Octactis octonaria*



Figura 59. *Amphisolenia bidentata*



Figura 60. *Citharistes regius*

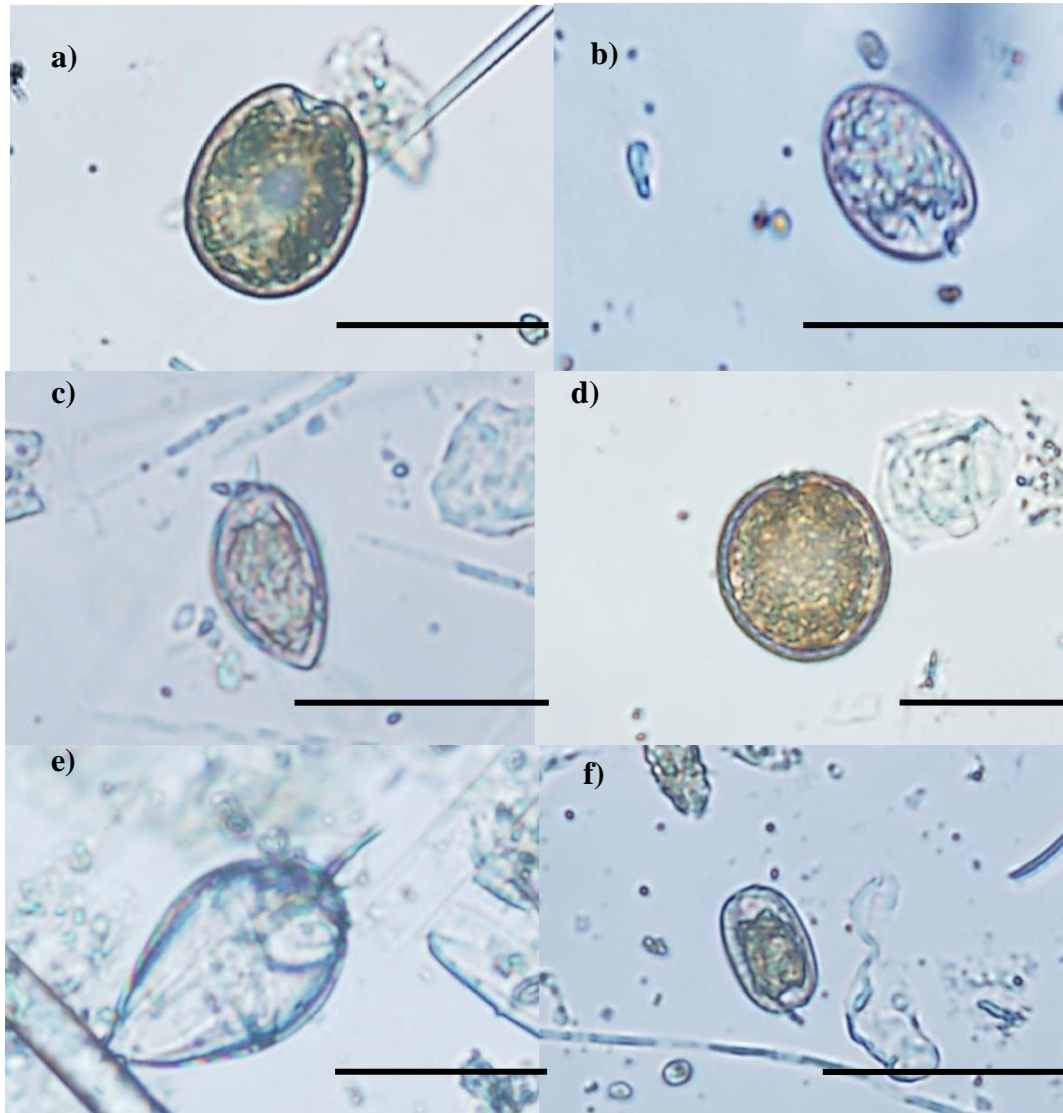


Figura 61. Género *Prorocentrum*. **a)** *P. lima*, **b)** *P. mínimum*, **c)** *P. micans*, **d)** *P. compressum*, **e)** *P. triestinum*, **f)** *P. rhathymum*. Barra de escala 50µm.

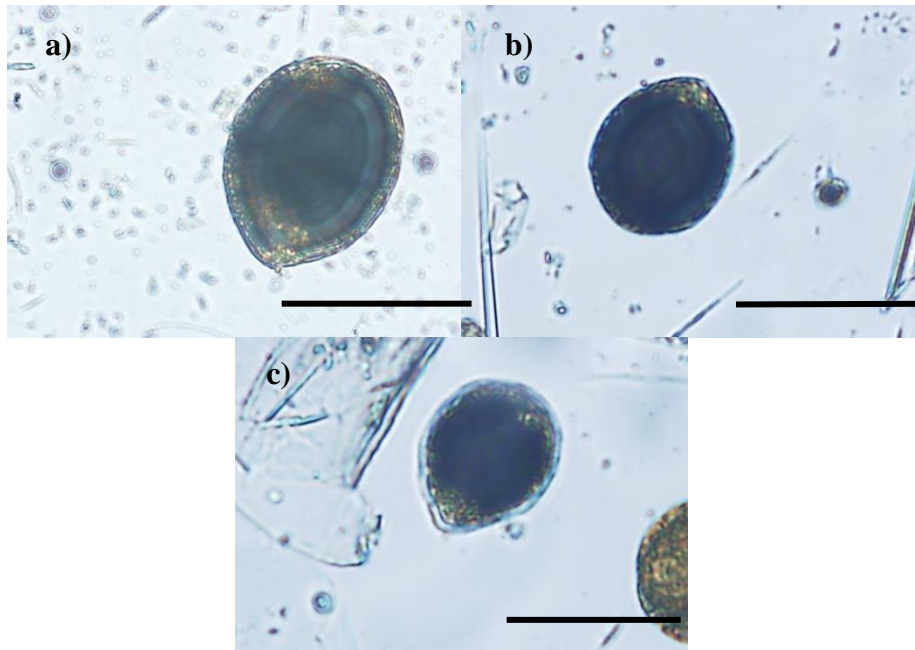


Figura 62. Género *Ostreopsis*. a) *O. spp.*, b) *O. lenticularis*, c) *O. cf. ovata*. Barra de escala 50µm

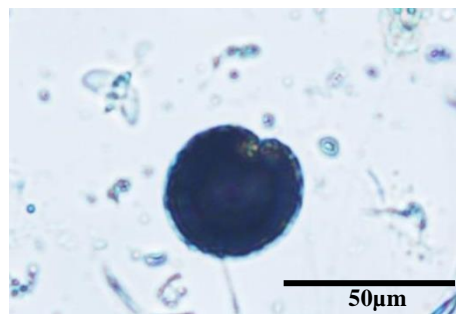


Figura 63. Género *Coolia*