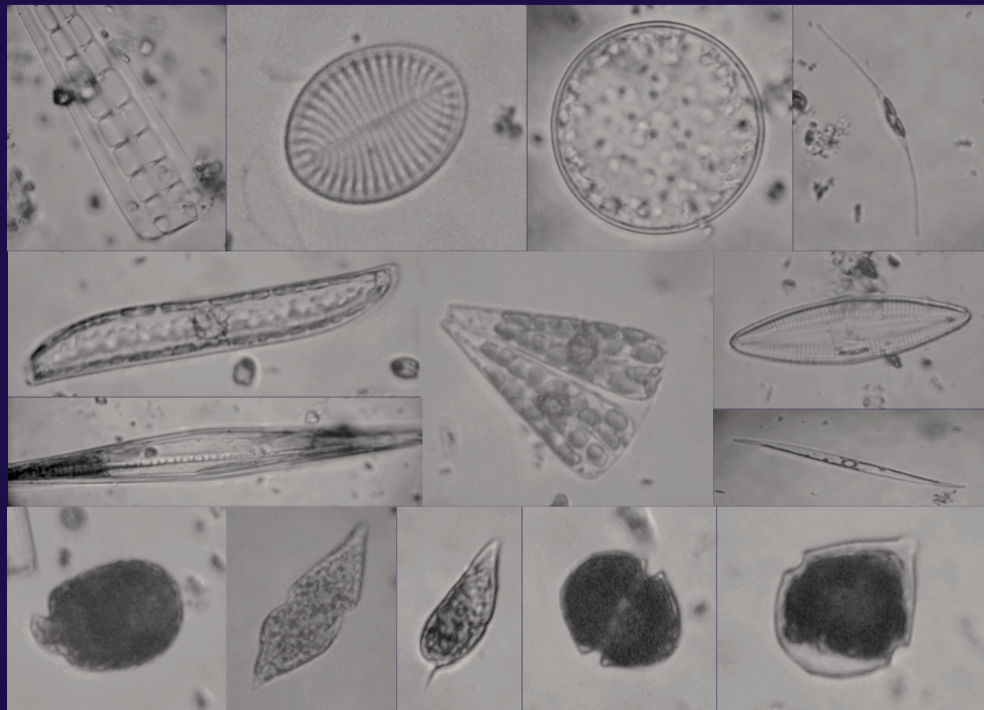




UNIVERSIDAD DE LAS PALMAS
DE GRAN CANARIA
DEPARTAMENTO DE BIOLOGÍA

TESIS DOCTORAL

**Evaluación ambiental de las aguas
costeras y puertos deportivos a partir de
la comunidad fitoplanctónica en las Islas
Canarias, España.**



Andrea P. García Rojas

Las Palmas de Gran Canaria, Septiembre 2011



UNIVERSIDAD DE LAS PALMAS DE GRAN CANARIA
Departamento de Biología

D/D^a Juan Luis Gómez Pinchetti SECRETARIO DEL DEPARTAMENTO DE BIOLOGÍA DE LA UNIVERSIDAD DE LAS PALMAS DE GRAN CANARIA,

CERTIFICA,

Que el Consejo de Doctores del Departamento en sesión extraordinaria tomó el acuerdo de dar el consentimiento para su tramitación, a la tesis doctoral titulada “Evaluación ambiental de las aguas costeras y puertos deportivos a partir de la comunidad fitoplanctónica en las Islas Canarias, España” presentada por el/la doctorando/a D/D^a. Andrea P. García Rojas y dirigida por el Dr. Ángel Luque Escalona.

Y para que así conste, y a efectos de lo previsto en el Artº 73.2 del Reglamento de Estudios de Doctorado de esta Universidad, firmo la presente en Las Palmas de Gran Canaria a 07 de Septiembre de 2011.



UNIVERSIDAD DE LAS PALMAS DE GRAN CANARIA
Departamento de Biología

UNIVERSIDAD DE LAS PALMAS DE GRAN CANARIA

Departamento de Biología

Programa de Doctorado: Ecología y Gestión de Recursos Vivos Marinos

Título de la Tesis

“Evaluación ambiental de las aguas costeras y puertos deportivos a partir de la comunidad fitoplanctónica en las Islas Canarias, España”

Tesis Doctoral presentada por D/D^a Andrea P. García Rojas

Dirigida por el Dr. D. Ángel Luque Escalona

El Director,

La Doctoranda,

Las Palmas de Gran Canaria, 07 de Septiembre, 2011

**A mis padres,
mi mejor ejemplo,
mi apoyo incondicional**

*Quiero vivir la vida aventurera
de los errantes pájaros marinos;
no tener, para ir a otra ribera,
la prosaica visión de los caminos.*

*Poder volar cuando la tarde muera
entre fugaces lampos ambarinos
y oponer a los raudos torbellinos
el ala fuerte y la mirada fiera.*

*Huir de todo lo que sea humano;
embriagarme de azul...Ser soberano
de dos inmensidades: mar y cielo,*

*y cuando sienta el corazón cansado
morir sobre un peñón abandonado
con las alas abiertas para el vuelo.*

Julián Marchena (**Vuelo Supremo**).

Agradecimientos

Quiero agradecer en primer lugar a mi director, Ángel Luque Escalona, por su guía durante este largo camino que ha sido mi tesis, por sus comentarios, consejos y apoyo para que este trabajo pudiera concretarse, y sobre todo, por la confianza depositada en mi para desarrollar este trabajo.

A Pilar García-Jiménez, por sus valiosas observaciones durante todo el proceso de la tesis, sus consejos siempre me brindaron una visión enriquecedora para mejorar mi trabajo.

Un especial agradecimiento a la Universidad Nacional de Costa Rica (UNA), principalmente a la Junta de Becas, a la Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, y a la Escuela de Ciencias Biológicas, por su incondicional apoyo tanto económico con la beca que ha permitido la realización del programa de doctorado, así como por creer en mi y darme una oportunidad profesional y personal invaluable. Muchas gracias!!!

Además, agradezco inmensamente la financiación otorgada por la Comisión de Incentivos del Ministerio de Ciencia y Tecnología de Costa Rica (CONICIT-MICIT) y por el préstamo del Consejo Nacional de Préstamos de Costa Rica (CONAPE) durante un periodo del doctorado, sin esta ayuda, esta tesis no habría sido posible.

Al Ayuntamiento del municipio de San Bartolomé de Tirajana, a Marina Rubicón S.A., y al Puerto Deportivo de “Pasito Blanco”, por la disposición y ayuda brindada para la realización de los diferentes muestreos.

Al Grupo de Oceanografía Operacional y Descriptiva del Instituto Canario de Ciencias Marinas (ICCM) en Gran Canaria, por la colaboración en los análisis químicos para el muestreo en el Puerto de Pasito Blanco; especialmente a María José Rueda y Carolina Llerandi por su disposición y el trabajo realizado.

También, quiero darle las gracias a José Antonio Martín, Ayoze Velasco, y Fernando Pazos, por toda la ayuda brindada durante los muestreos de tesis, su ayuda fue fundamental para la realización de todo el proceso de toma de muestras.

A Angelo Santana del Pino y Fernando Tuya, porque su instrucción, asesoramiento y consejos en la parte estadística, me ayudaron a fortalecer mis conocimientos y entender e interpretar los resultados de mi tesis.

Igualmente quiero agradecer a la profesora Emma Orive, del Departamento de Biología Vegetal y Ecología de la Universidad del País Vasco, y a sus asistentes, Aitor Laza-Martínez y Aitor Alonso, por todos los consejos y enseñanzas otorgadas durante mi estancia en el Laboratorio de Fitoplancton de dicho centro de estudio.

Por otro lado, quiero agradecer a todos los que de una u otra manera me han acogido en esta bellísima isla y la han convertido en mi casa durante estos años. A Valentina Fleury, por ser mi amiga incondicional, por estar a mi lado en las buenas, en las malas y en las peores, por entenderme y soportarme en este largo camino que ha sido mi tesis y mi vida en Gran Canaria; gracias Baaaaaaaaaaaaa!!! A Nancy Cabanillas, por una amistad que rompe fronteras, por apoyarme y ser un ejemplo de lucha, por enseñarme que no importa donde estemos los amigos siempre están a tu lado. A Leire Guenagua, por compartir conmigo y orientarme en la parte final de mi tesis, tus consejos y amistad, no solo me ayudaron en la parte logística, sino también, a entender mejor este proceso, que aunque es duro, al final es gratificante. Y a todos esas personas que me enseñaron que la vida es una hoja en blanco que vamos transformando en trazos de colores con cada pincelada de amistad, a Eli, Migue, Ali, Javier, Ana, Edna, Magui, Caro, Isa, Emilio, Jesús, Claudia, Eva, Carlos, Juli, Sara, Pablo, Diego, Erick..... Mil Gracias!!!

Por último, quiero agradecer con todo mi corazón a mis padres, Marco García Anchía y Ligia Rojas Carranza, y a mis hermanos, Daniel y Juan Miguel, por ser mi mayor y más incondicional apoyo durante este camino, porque aunque las barreras

geográficas nos separaron para perseguir mi sueño, siempre han estado a mi lado apoyándome y dándome ánimos en los momentos donde pensé que no podía más, y festejando conmigo cuando veía la luz al final del túnel. Mami y papi, mil gracias por enseñarme a luchar por mis sueños y simple y sencillamente por ser los mejores padres del mundo, Dani y Juan, mil gracias por compartir la vida conmigo y ser dos hombres extraordinarios que dan luz a mi existencia. Y todos mis familiares, mis tíos y tías, mis primos y a todos mis sobrinitos preciosos, por brindarme todo su apoyo y su amor en este proceso..... Gracias infinitas!!!

PURA VIDA!!!

Tabla de contenido

I INTRODUCCIÓN GENERAL	1
I.1. EL FITOPLANCTON COMO INDICADOR DE CALIDAD AMBIENTAL.	3
I.2. EFECTO DE LAS ACTIVIDADES HUMANAS EN LA COSTA SOBRE LA COMUNIDAD FITOPLANCTÓNICA.	6
I.3. EFECTOS DE LA CONSTRUCCIÓN DE INFRAESTRUCTURA EN LA COSTA.	8
I.4. OBJETIVOS GENERALES DE ESTE TRABAJO.	12
II MATERIALES Y MÉTODOS GENERAL	15
II.1. IDENTIFICACIÓN Y RECUENTO DEL FITOPLANCTON	17
II.2. ANÁLISIS ESTADÍSTICO	19
III LA UTILIZACIÓN DE LA COMUNIDAD FITOPLANCTÓNICA COMO INDICADOR DE POSIBLE CONTAMINACIÓN EN LAS AGUAS COSTERAS DE LA ISLA DE GRAN CANARIA.	21
III.1. OBJETIVO	23
III.2. MATERIALES Y MÉTODOS	24
II.2.1. DESCRIPCIÓN DE LAS ZONAS DE MUESTREO	24
a. Playa Las Canteras	24
b. Puerto Deportivo Las Palmas	25
c. Playa Alcaravanas	25
d. Playa Melenara	25
e. Playa Risco Verde	25
f. Playa Pozo Izquierdo	25
g. Playa Maspalomas	29
h. Playa Pasito Blanco	29
i. Playa Mogán	29
j. Playa Veneguera	29
III.2.2. TOMA DE MUESTRAS	32
III.2.3. IDENTIFICACIÓN Y RECUENTO DEL FITOPLANCTON	32
III.2.4. ANÁLISIS DE DATOS	32
III.3. RESULTADOS	33
III.3.1. ESTRUCTURA DE LA COMUNIDAD DEL FITOPLANCTON	33

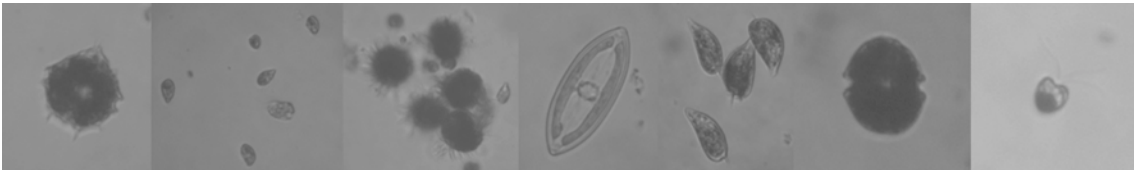
III.3.2. CONCENTRACIONES FITOPLANCTÓNICAS	33
III.3.3. ÍNDICES DE DIVERSIDAD	36
III.3.4. ANÁLISIS DE CONGLOMERADOS	36
III.4. DISCUSIÓN	39
<u>IV LA COMUNIDAD FITOPLANCTÓNICA COMO INDICADORA DE CALIDAD DE LAS AGUAS LITORALES DEL MUNICIPIO TURÍSTICO DE SAN BARTOLOMÉ DE TIRAJANA EN LA ISLA DE GRAN CANARIA</u>	43
<hr/>	
IV.1. OBJETIVO	45
IV.2 MATERIALES Y MÉTODOS	46
IV.2.1. DESCRIPCIÓN DE LAS ZONAS DE MUESTREO	46
IV.2.1.1. ZONA DE ORIENTACIÓN SUR-ESTE	46
a. Subzona del desarrollo industrial y pesquero que abarca de la Punta de Tenefé al Aeroclub	48
a.1. Playa de Matorral	48
a.2. Playa de Boca de las Casillas	49
a.3. Playa de Refugio Pesquero de Castillo del Romeral	49
a.4. Playa de las Caletas	49
a.5. Juncalillo del Sur	51
a.6. Playa Corral de Espino	51
a.7. Playa del Cardón	51
b. Subzona desde el Aeroclub hasta la punta de Morro Besudo	51
b.1. Playa de Tarajalillo	53
b.2. Playa del Águila	53
b.3. Playa del Besudo	53
IV.2.1.2. Zona de Orientación Sur	55
a. Playa de San Agustín	55
b. Playa de Las Burras	57
c. Playa de Barranco del Toro	57
d. Playa El Cochino	57
e. Playa del Inglés y Maspalomas	59
IV.2.1.3. Zona de Orientación Sur-Oeste	59
a. Playa del Faro de Maspalomas	61

b. Playa de las Mujeres	61
c. Playa Meloneras	63
d. Playa Pasito Blanco	63
e. Puerto de Pasito Blanco	63
f. Baja de Pasito Blanco	65
g. Playa de Pacillo Beda	65
h. Playa de Montaña de Arena	65
i. Arrecife artificial de Arguineguín	66
j. Playa de las Carpinteras	66
k. Playa de Triana	66
l. Playa de los Bigotes	68
m. Playa de Llanillo	68
n. Playa de Lomo Galeón	68
ñ. Playa del Molinero	68
o. Playa de Santa Agueda	68
p. Playa de Ganeguín	71
q. Fábrica de Cemento de Arguineguín (Cementos Especiales S.A.)	71
r. Playa de Parchel	71
IV.2.2. MEDIDAS IN SITU DE LOS PARÁMETROS FÍSICO-QUÍMICOS	71
IV.2.3. TOMA DE MUESTRAS	73
IV.2.4. DETERMINACIÓN DE LA CONCENTRACIÓN DE NUTRIENTES Y CLOROFILA-A	73
IV.2.5. IDENTIFICACIÓN Y RECUENTO DEL FITOPLANCTON	73
IV.2.6. ANÁLISIS ESTADÍSTICO	73
IV.3. RESULTADOS	74
IV.3.1. VARIABLES FÍSICO-QUÍMICAS	74
IV.3.2. NUTRIENTES	74
IV.3.3. ORGANISMOS PLANCTÓNICOS, ESPECIES FRECUENTES Y BIOMASA FITOPLANCTÓNICA	77
IV.3.4. ÍNDICES DE DIVERSIDAD	79
IV.3.5. RELACIÓN ENTRE VARIABLES AMBIENTALES Y ORGANISMOS FITOPLANCTÓNICOS	79
IV.3.6. ANÁLISIS DE CORRESPONDENCIAS CANÓNICAS (CCA) Y DE REDUNDANCIA (RDA)	82
IV.4. DISCUSIÓN	84
IV.4.1. VARIABLES FÍSICO-QUÍMICAS Y NUTRIENTES	84
IV.4.2. DIVERSIDAD Y BIOMASA FITOPLANCTÓNICA	87

<u>V EVALUACIÓN AMBIENTAL DE LA CONSTRUCCIÓN DE UN PUERTO DEPORTIVO EN LA ISLA DE LANZAROTE (MARINA RUBICÓN).</u>	<u>93</u>
V.1. OBJETIVO	95
V.2. MATERIALES Y MÉTODOS	96
V.2.1. DESCRIPCIÓN DE LA ZONA	96
V.2.2. DESCRIPCIÓN DEL PROYECTO Y DE LA OBRA	96
V.2.3. TOMA DE MUESTRAS	99
V.2.4. MEDICIONES “ <i>IN SITU</i> ” DE LOS PARÁMETROS FÍSICO-QUÍMICOS Y MUESTREO DE SEDIMENTOS	100
V.2.5. ANÁLISIS DE NUTRIENTES Y CLOROFILA-A	101
V.2.6. IDENTIFICACIÓN Y RECUENTO DEL FITOPLANCTON	101
V.2.7. ANÁLISIS ESTADÍSTICO	102
V.3. RESULTADOS	103
V.3.1. VARIABLES FÍSICO-QUÍMICAS	103
V.3.2. NUTRIENTES Y CLOROFILA-A	104
V.3.3. FITOPLANCTON	109
V.3.4. RELACIÓN ENTRE VARIABLES AMBIENTALES Y ESPECIES FRECUENTES (RDA)	112
V.4. DISCUSIÓN	114
<u>VI EVALUACIÓN AMBIENTAL EN UN PUERTO DEPORTIVO (MARINA), A PARTIR DE LA COMUNIDAD FITOPLANCTÓNICA, EN LAS ISLAS CANARIAS, ESPAÑA.</u>	<u>121</u>
VI.1 OBJETIVOS	123
VI.1.1. OBJETIVO GENERAL	123
VI.1.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS	123
VI.2. MATERIALES Y MÉTODOS	124
VI.2.1. DESCRIPCIÓN DE LA ZONA DE ESTUDIO	124
VI.2.2. TOMA DE MUESTRA	125
VI.2.3. ANÁLISIS DE LA CONCENTRACIÓN DE NUTRIENTES Y CLOROFILA-A	126
VI.2.4. IDENTIFICACIÓN Y RECUENTO DEL FITOPLANCTON	127
VI.2.5. ANÁLISIS ESTADÍSTICO	127
VI.3. RESULTADOS	128
VI.3.1. VARIABLES FÍSICO-QUÍMICAS, NUTRIENTES Y CLOROFILA-A	128
VI.3.2. DIVERSIDAD DE FITOPLANCTON	131

VI.3.3. RELACIÓN ENTRE VARIABLES AMBIENTALES Y FITOPLANCTON	140
VI.4. DISCUSIÓN	143
VII CONCLUSIONES	151
VIII REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	157
XI ANEXOS	177

CAPÍTULO I INTRODUCCIÓN GENERAL



INTRODUCCIÓN GENERAL

I.1 El fitoplancton como indicador de calidad ambiental.

La adaptación de los sistemas de monitorización costeros a la directiva de aguas de la Comunidad Europea (EC, 2000) va a exigir en un futuro que se estudie con una periodicidad semestral la composición y abundancia de los taxones del fitoplancton como indicadores de calidad ecológica de las aguas costeras. Considera la directiva tres niveles diferentes: a) muy buen estado, b) buen estado y c) estado aceptable. Si bien la directiva establece para los niveles de contaminantes químicos una cuantificación concreta, para el diagnóstico de la calidad biológica fija criterios comparativos entre la composición y abundancia de taxa de fitoplancton en condiciones inalteradas y en condiciones con signos moderados de perturbación (Directiva, 2000/60/CE).

El fitoplancton representa la materia vegetal del plancton marino, y son los productores primarios en los ecosistemas acuáticos, por lo cual, la importancia ecológica de este grupo de organismos radica en que son la base de la cadena trófica pelágica, contribuyendo con un 95% de la producción primaria total en los mares (Valiela, 1995). Este grupo está constituido por una gran variedad de taxa, entre lo que se incluyen las Cyanophyta, Prochlorophyta, Chlorophyta, Euglenophyta, Dinophyta, Haptophyta, Cryptophyta, y Chromophyta (Bacillariophyceae, Chrysophyceae, Raphidophyceae y Primnesiophyceae), siendo, las diatomeas y los dinoflagelados los grupos más diversos (Dawes, 1991; Valiela, 1995; Jeffrey *et al.*, 1997; Knox, 2000; Mann, 2000; MacIntery *et al.*, 2000; Nybakken, 2001; Throndsen *et al.*, 2007; Hoppenrath *et al.*, 2009; Simon *et al.*, 2009; Widdicombe *et al.*, 2010).

La diversidad, considerada como la abundancia y distribución equitativa de especies diferentes en una determinada localidad (riqueza de especies) (Smith & Smith, 2001; Estrada *et al.*, 2004), puede variar en la columna de agua de mar en el tiempo y en el espacio con respecto a la abundancia de organismos fitoplanctónicos, organismos que por ejemplo, disminuyen en abundancia desde las zonas costeras a las

-
aguas oceánicas o viceversa (Valiela, 1995). La rápida respuesta de la comunidad del fitoplancton a los cambios inducidos por la actividad humana (introducción de nutrientes, materia orgánica o contaminantes) hacen que actualmente éste considerada como un elemento clave en la evaluación de la calidad del agua marina (Spatharis & Tsirtsis, 2010; Domingues *et al.*, 2008).

En el Atlántico se han realizado varios trabajos orientados a evaluar la calidad del agua marina a través de las variaciones del fitoplancton integrando las medidas de clorofila-*a*, el número total de células y la presencia de algas nocivas en las costas del País Vasco (Borja *et al.*, 2004; Revilla *et al.*, 2009). En las aguas costeras británicas Devlin *et al.* (2007) realizaron un estudio teniendo en cuenta no solo la clorofila-*a* y la identificación y recuento del fitoplancton, sino la variación estacional de los diferentes grupos. En el noroeste de la península Ibérica, Resende *et al.* (2007) concluyen que el gradiente temporal de temperatura era el factor determinante en la composición y estructura de la comunidad fitoplanctónica.

En las Islas Canarias se han realizado numerosos estudios basándose principalmente en la productividad primaria y la biomasa relacionando estas variables con los nutrientes esenciales, así como estudios sobre la relación de organismos planctónicas con eventos oceanográficos (Aristegui *et al.*, 1989; Aristegui, 1990; Aristegui *et al.*, 1997; Aristegui *et al.*, 2001; Pacheco & Hernández-Guerra, 1999; Sangrà *et al.*, 2001; Hernández-Guerra *et al.*, 2002; Sprengel *et al.*, 2002). Sin embargo, no son tan abundantes los estudios que se han realizado para determinar la abundancia y diversidad taxonómica de los organismos fitoplanctónicos, menos aún los que abarcan la zona más próxima a la costa o su uso como indicadores de la calidad ambiental del agua marina.

Ojeda (1996, 2003, 2006, 2011) ha realizado diversos estudios identificando y contabilizando la comunidad fitoplanctónica en todo el archipiélago canario, enfocando su estudio, principalmente a las diatomeas y los dinoflagelados. Específicamente en Gran Canaria, encontró que especies de diatomeas como *Cylindrotheca closterium*, *Nitzschia seriata* y *Skeletonema costatum*, y géneros de

-
dinoflagelados como *Ceratium*, *Amphidinium*, *Protoperidinium*, *Gymnodinium* y *Oxytoxum*, eran los más abundantes en las aguas circundantes. Para las aguas costeras de todas las Islas Canarias, Ojeda (2011) determinó un catálogo de especies de diatomeas, identificando 165 especies, de las cuales 77 correspondieron al grupo de las diatomeas céntricas, mientras 88 pertenecieron al grupo de las diatomeas pennadas. Van Lenning (2000), determinó la variabilidad de la biomasa y estructura de las comunidades fitoplanctónicas en aguas de Canarias alejadas de la costa mediante el análisis de pigmentos, distribuyendo las microalgas en las diferentes clases: criptófitas, diatomeas, haptófitas, prasinofíceas y las cianobacterias del tipo *Prochlorococcus*, que representaron el componente del fitoplancton más abundante en este estudio. Fraga *et al.* (2008) determinaron la presencia de *Coolia canariensis*, un dinoflagelado nocivo bentónico epífito nuevo en las aguas canarias a partir de muestras de aguas costeras en zonas rocosas de las islas.

Schmoker (2010) realizó un estudio de la estructura y variabilidad de la comunidad planctónica en las aguas de las Islas Canarias, identificando que la biomasa autotrófica total esta compuesta principalmente por células del picoplancton autótrofo; y además determinó que la abundancia del microplancton está dominadas por los dinoflagelados atecados y la biomasa por ciliados aloricados.

I.2 Efecto de las actividades humanas en la costa sobre la comunidad fitoplanctónica.

El fitoplancton, gracias a sus cortos ciclos de vida, puede responder rápidamente a cambios medioambientales y su composición cuantitativa y cualitativa dar origen a una estimación de la calidad del agua donde se encuentran. La proliferación de estos organismos está controlada por procesos biológicos, físicos y químicos (Hu *et al.*, 2011), por tanto, la información que pueda dar el fitoplancton como bioindicador debe ser interpretada junto a otros datos de carácter físico-químico.

Entre los factores que afectan la productividad en el mar esta la concentración de nutrientes, algunos de los cuales son fundamentales para el crecimiento y desarrollo del fitoplancton como el nitrógeno, el fósforo y el silicio. Este último elemento se considera limitante, ya que algunos organismos fitoplanctónicos, como las diatomeas y los silicoflagelados, lo incorporan a su estructura, conformando sus tecas y esqueletos (Round *et al.*, 1990).

En los ecosistemas costeros, la concentración de nutrientes, se ve alterada por la introducción de residuos antropogénicos al medio, lo cual puede incidir sobre el tipo de alga que en él crece y se desarrolla. La concentración de las poblaciones de fitoplancton varían dependiendo del tipo de masa de agua en las que crecen, es decir, si se desarrollan en aguas oligotróficas, mesotróficas o eutróficas. La calidad del agua afecta a la abundancia y composición de especies, productividad y condiciones fisiológicas de las poblaciones vegetales; el fitoplancton se considera un indicador eficiente de los cambios en la carga de nutrientes presente en el agua, además de ser una herramienta efectiva en la evaluación de las alteraciones del medio, dando una rápida respuesta a cambios en la calidad del agua, hidrografía o el clima (Varela & Prego, 2003; Spatharis & Tsirtsis, 2010).

Pocos son los trabajos realizados en Canarias para evaluar la calidad del agua de mar en base al fitoplancton. Medina *et al.* (1998), realizaron una cuantificación y

-
una identificación sistemática de los organismos del fitoplancton, como indicadores de la calidad de las aguas costeras en una zona turística de Gran Canaria. Se encontró que en el mes de marzo, la máxima densidad poblacional era dominada por diatomeas como *Rhizosolenia stolterforthii*, *R. setigera*, *Chaetoceros decipiens* y *Ch. debilis*, mientras que en el periodo de verano dominaban los dinoflagelados (*Protoperidinium* sp, *Ceratium furca* y *Ceratium* sp). Los datos de este trabajo en parte son reestudiados en esta tesis interrelacionándolos con las variables físico-químicas del agua de mar, los nutrientes y las actividades en la costa.

I.3 Efectos de la construcción de infraestructura en la costa.

El aumento en el proceso de eutrofización de las costas, se ha relacionado con incremento del uso de las áreas litorales para actividades urbanas y turísticas, (Puigserver et al., 2002), por lo cual, el impulso de las infraestructuras costeras en los últimos años han promovido el desarrollo de políticas ambientales que orienten hacia la prevención de los efectos adversos de estas prácticas (Darbra et al., 2004).

La presión del ser humano sobre la costa ha ido en aumento en los últimos años, convirtiéndose el ecosistema litoral en la zona principal de asentamiento humano alrededor del mundo, ya que el 70% de la población mundial esta ubicada en la costa (Airoldi & Beck, 2007; Evans, 2008), y se espera que ésta se duplique en los próximos 30 años (Bulleri, 2006). Esto ha promovido el desarrollo urbanístico costero mediante la introducción de diversas estructuras en el medio marino, es decir, las ciudades costeras no solo implican una alteración del ambiente terrestre, sino a la vez introducen estructuras que alteran los ecosistemas mareales y submareales de las zonas afectadas (Glasby & Conell, 1999; Bacchiocchi & Airoldi, 2003; Chapman and Bulleri, 2003; Airoldi & Beck, 2007; Bulleri & Chapman, 2010; Di Franco *et al.*, 2011), promoviendo cambios significativos en los hábitats marinos (Conell, 2001; Clynick, 2008), que pueden alterar los patrones de distribución y abundancia de los organismos marinos y diversos procesos ecológicos (Bulleri, 2006).

La dinámica entre el medio natural y la influencia de la actividad antropogénica sobre los ecosistemas costeras, implican una serie de transformaciones tanto de índole física, mediante la modificación del medio, como variaciones ambientales que alteran los sistemas litorales naturales.

Se ha determinado que las principales consecuencias de la urbanización de la costa radican en un incremento de la materia orgánica y suspendida en el agua, así como la acumulación de contaminantes, lo cual incide directamente en la

-
productividad primaria de la zona afectada (Chapman, 2003; Bulleri & Chapman, 2004; Bulleri, 2005). Además, otro efecto fundamental, es la construcción de nuevos hábitats, ya que las estructuras modificadoras del litoral pueden considerarse como sustrato y sustituto de los biotopos naturales, lo cual puede ir en detrimento de las poblaciones ya existentes.

Dado el crecimiento de la actividad turística, la utilización de la costa para la construcción de infraestructuras de ocio como puertos deportivos, clubs náuticos o rampas de acceso al mar, ha sufrido un impulso importante en los últimos años, lo cual ha producido un incremento en la fabricación de pequeños barcos de recreo con la consiguiente demanda de sitios para el atraque, y un incremento muy considerable de la construcción de puertos deportivos en todo el mundo (Arioldi & Beck, 2007; Callier *et al.*, 2009). Los puertos deportivos o marinas se han convertido en una de las infraestructuras más frecuentes en la costa, los cuales en la mayoría de los casos, exigen la modificación de la costa mediante la construcción de paredes, diques o rompeolas que disminuyen el impacto de la dinámica marina y la introducción de estructuras no fijas en la costa, como los pantalanes, dispuestos para el atraque de los barcos (Glasby & Connell, 1999; Bacchiocchi & Airoidi, 2003; Chapman, 2003; Bulleri, 2005; Vila & Masó, 2005; Evans, 2008; Chapman & Blockley, 2009; Bulleri & Chapman, 2010; Di Franco *et al.*, 2011; Grifoll *et al.*, 2011). Todo esto conlleva a una reducción en el flujo del agua, y su confinamiento, originando el aumento en la concentración de sedimentos, el incremento de la turbidez, la menor penetración de la radiación luminosa en el agua y lo más importante, un cambio en la composición y riqueza de la biota (Enríquez & Berenguer, 1986; Bulleri & Chapman, 2004; Bulleri & Chapman, 2010; Di Franco *et al.*, 2011). Todas estas modificaciones, más el desarrollo operacional de los puertos y el tráfico de barcos, tiene como consecuencia una disminución de los índices de calidad de agua en estos ambientes (Grifoll *et al.*, 2011).

Varios factores pueden incidir en la degradación de la calidad del agua en un puerto. El confinamiento de las aguas incrementa la concentración de contaminantes, la acumulación de nutrientes y materia orgánica, induciendo a un proceso de eutrofización y a la proliferación de organismos fitoplanctónicos, que pueden originar

-
florecimientos algales (Gupta *et al.*, 2005; Bulleri, 2006; Kröger *et al.*, 2006; Shochat *et al.*, 2006; Solé *et al.*, 2006; Grifoll *et al.*, 2011). Diversos trabajos se han realizado sobre la relación de los organismos fitoplanctónicos con factores ambientales en puertos para determinar su importancia como indicadores de la calidad del agua en zonas costeras confinadas y como productores de mareas rojas en la costa.

Los estudio sobre el efecto de las alteraciones en el agua están generalmente basados en la dinámica del fitoplancton y se han desarrollado principalmente en puertos comerciales en diversas partes del mundo. Yung *et al.* (1997), evaluó la dinámica hidrográfica, la concentración de nutrientes y el fitoplancton en el Puerto de Tolo (Hong Kong), determinando un cambio en la comunidad fitoplanctónica producto del enriquecimiento de las aguas en el interior de puerto. En el Puerto de Yokohama, Bahía de Tokio, Japón, Matsuoka (1999), investigó los cambios temporales en la calidad del agua a partir de la presencia de quistes de dinoflagelados en los sedimentos, determinando que los cambios en la producción de quistes, durante los años 60, reflejan el proceso de eutrofización sufrido en las aguas del puerto, además de determinar que dicha producción de quistes es un buen indicador de la calidad en aguas confinadas. En el puerto de A Coruña, Varela & Prego (2003) determinaron la hidrografía y el ciclo del fitoplancton, identificando que debido al origen antropogénico de los nutrientes, la alta biomasa fitoplanctónica y la sobresaturación de oxígeno, el puerto se encontraba en un proceso de eutrofización.

Garcés *et al.* (2004), evaluaron la relación entre las células vegetativas y la producción de quistes durante una proliferación recurrente del dinoflagelado *Alexandrium minutum* en el Puerto de Arenys de Mar (NW Mediterráneo), encontrando la formación de quistes de resistencia durante un periodo de altas densidades de células vegetativas y la disminución de la concentración de quistes en los periodos posteriores al “bloom”, para concluir que este análisis, junto con la evaluación de la distribución de quistes en los sedimentos, es una herramienta importante para determinar la dinámica de *A. minutum* en aguas confinadas. Las características de las proliferaciones de *A. minutum*, el análisis filogenético y la composición de toxinas de esta especie, fue evaluado en el Puerto de Cape Town (Sudáfrica) (Pitcher *et al.*, 2007),

-

-
encontrando concentraciones máximas en las aguas del puerto de 1.4×10^8 células L^{-1} e identificando genéticamente a la células de *A. minutum* como idénticas a las presentes en Europa Occidental y Australia, y con presencia de toxinas paralizantes. Al analizar la carne de moluscos recolectados durante el “bloom”, se evidenció que en Sudáfrica, la acumulación de toxinas en los moluscos se produce a partir de *A. minutum* y no de *Alexandrium catenella* (otra especie observada en la zona). En aguas afectadas por causas antrópicas del Mediterráneo noroccidental (puertos), Vila & Masó (2005) concluyeron que los puertos grandes con una escasa amplitud de marea deben considerarse sistemas con un elevado riesgo de proliferaciones de fitoplancton. Butrón *et al.* (2011), midieron el intercambio de aguas de lastre en el Puerto de Bilbao con respecto a diferentes puertos en Europa, determinando que el agua de lastre puede ser un vector de alto riesgo en la exportación de especies fitoplanctónicas tóxicas o nocivas, como *Heterosigma akashiwo*, *Prorocentrum minimum*, *Dinophysis* sp, entre otras.

En las Islas Canarias, se han realizado diversos estudios sobre el impacto de las marinas o puertos deportivos, enfocándose principalmente en los efectos de la construcción de estructuras portuarias o en la presencia de contaminantes en las aguas de estos sistemas, sin embargo, la variabilidad fitoplanctónica como indicador de la calidad del agua en marinas no ha sido evaluada. Tuya *et al.* (2002), estudiaron los posibles efectos y variaciones de una pradera de *Cymodocea nodosa* y la comunidad de peces asociados a ésta, durante la construcción del Puerto Deportivo Marina Rubicón en Lanzarote, determinando que los cambios en la pradera originan las variaciones en la comunidad de peces. Sánchez-Rodríguez *et al.* (2011a) evaluaron la aplicabilidad de una nueva técnica para la determinación de biocidas en los sedimentos de puertos en las isla de Gran Canaria. Además, Sánchez-Rodríguez *et al.* (2011b), evaluaron las aguas superficiales de diferentes marinas de la isla de Gran Canaria respecto a la presencia de biocidas, determinando altas concentraciones debido al bajo nivel de intercambio de las aguas y a la alta densidad de barcos.

I.4 Objetivos generales de este trabajo.

Por lo anterior, se puede concluir que las variaciones en la comunidad fitoplanctónica conjuntamente con el estudio de las variables físico-químicas, constituyen los indicadores más importantes para determinar los efectos sobre el medio marino de la utilización de la costa, permitiendo evaluar el nivel de alteración en el litoral.

Como ya hemos señalado la adaptación de los sistemas de monitorización costeros a la directiva de aguas de la Comunidad Europea (EC, 2000) va a exigir en un futuro que se estudie la composición y abundancia de los taxones del fitoplancton en condiciones inalteradas y en condiciones con signos de perturbación señalando cuales son las especies de fitoplancton y las concentraciones que permitan detectar alteraciones de las condiciones naturales.

El trabajo se ha dividido en cuatro apartados diferentes teniendo todos ellos como hilo conductor la identificación y cuantificación de las especies y grupos de la comunidad fitoplanctónica y su relación con las variables físico-químicas del agua de mar. Cada uno de los apartados se estructurará de la siguiente manera:

1. Introducción de justificación de objetivos.
2. Material y métodos específicos en lo que no se ajusten al Material y Métodos General expuesto en el próximo apartado.
3. Resultados.
4. Discusión.

Finalmente se desarrolla un apartado de conclusiones que viene a ser la suma de la conclusiones obtenidas en los diferentes capítulos.

El primer apartado es un estudio general de la comunidad fitoplanctónica en diversos puntos de la isla de Gran Canaria, los cuales se caracterizaron por presentar diferentes orientaciones geográficas y distintos usos humanos, esto con el objetivo de

-
determinar la amplitud del número de especies y su cuantificación para el trabajo posterior.

El segundo apartado es un estudio espacial y temporal de la variaciones de la comunidad fitoplanctónica, utilizando los datos existentes recogidos en la campaña de monitorización de la costa del municipio de San Bartolomé de Tirajana. En este trabajo se habían tomado muestras de agua costera en 15 estaciones diferentes y durante un año completo, lo cual nos permitía plantearnos como objetivo el analizar el efecto de las actividades de uso de la costa sobre el fitoplancton y su variación temporal durante un periodo de muestreo.

El tercer apartado se corresponde con el análisis de los resultados obtenidos en el seguimiento ambiental de la construcción del Puerto Deportivo “Marina Rubicón” situado al sur de Lanzarote en “La Bocayna”. En aquella campaña se tomaron datos en cuatro ubicaciones diferentes, durante dos años, el primero con periodicidad mensual y posteriormente bimensual, lo que nos permitía plantearnos como objetivo analizar la interacción de la comunidad fitoplanctónica con diversos parámetros físico-químicos, a medida que se iba definiendo un nuevo sistema semi-cerrado y posteriormente al empezar la fase operativa del puerto deportivo.

El cuarto apartado del trabajo consistió en el desarrollo del trabajo de monitorización de las variaciones físico-químicas de agua de mar y las de la comunidad del fitoplancton, tanto espacial como temporalmente en un puerto deportivo en pleno funcionamiento, “Pasito Blanco” en el suroeste de la isla de Gran Canaria. El objetivo fue analizar las diferencias entre la parte interior, media y exterior del puerto y su variaciones mensuales, de tal forma que en un futuro nos permita definir planes de monitorización para puertos deportivos y refugios pesqueros.

CAPÍTULO II MATERIALES Y MÉTODOS GENERALES



Los cuatro estudios están realizados en las aguas costeras de las Islas Canarias y se basaron en la utilización del fitoplancton como herramienta de evaluación ambiental en ecosistemas litorales.

Para cada uno de los muestreos realizados, se efectuaron las siguientes técnicas de manejo de las muestras fitoplanctónicas y de análisis estadístico:

II.1 Identificación y recuento del fitoplancton

El estudio de los organismos fitoplanctónicos se realizó combinando la identificación taxonómica y la valoración cuantitativa de los organismos, mediante la técnica de sedimentación de Utermöhl (1931).

Las cámaras Utermöhl constituyen una estructura formada por un cilindro o columna de sedimentación de volumen variable, y una base rectangular, la cual posee una abertura central circular con un cubreobjetos en el fondo del mismo diámetro del cilindro y, en el cual se sedimenta la muestra al colocar la columna sobre esta. La mecánica de estas cámaras radica en acoplar perfectamente la base y el cilindro, una vez así, se coloca la muestra de agua previamente homogenizada, procurando no crear turbulencia ni burbujas para una mejor sedimentación. Una vez introducida la muestra de agua, se coloca en la parte superior de la columna un cristal grueso circular cuya función es cerrar y crear vacío para evitar el derramamiento de la muestra (Figura II.1).

El periodo de sedimentación depende del volumen de muestra a analizar, en este caso, se utilizaron las columnas de sedimentación de 100 ml, por lo cual, el tiempo óptimo para que la muestra sedimentara fue de 48 horas. Una vez pasado este tiempo, con un cubreobjetos cuadrado, se desplaza el cilindro evitando la formación de burbujas en el orificio de sedimentación, que puedan impedir la visión.



Figura I.1. Cámaras de Sedimentación Utermöhl (Imagen ©Hydro-Bios).

Para el análisis microscópico, se utilizó un microscopio invertido Olympus CK2. El recuento e identificación del fitoplancton se realizó observando todo el fondo de la abertura central con un objetivo de 10x y 40x, dependiendo de las dimensiones de los organismos. Las identificaciones se hicieron hasta el taxón más bajo posible y tomando fotografías de cada uno de los organismos (Cámara Sony Cyber-shot 8.1); mientras que los recuentos se realizaron agrupando las células de acuerdo a los principales grupos fitoplanctónicos identificados, es decir, las diatomeas (Bacillariophyceae), los dinoflagelados (Dinophyceae), las cianófitas (Cyanophyceae), las clorófitas (Chlorophyceae), las prasinofíceas (Prasinophyceae), criptófitas (Cryptophyceae), euglenófitas (Euglenophyceae) y los silicoflagelados (Dictyochophyceae).

Dado que cualquier método de recuento de algas está sujeto a problemas de identificación, muchos organismos no pudieron ser clasificados hasta nivel de género o especies, englobándolos en grupos de carácter general como “Pequeñas diatomeas no identificadas”. Paralelamente, la fragilidad de ciertos organismos (tipo *Chaetoceros*, *Rhizosolenia*), no permitió su correcta identificación a partir de fragmentos de los mismos, por lo que, quedaron enmarcados sólo a nivel de género en algunos casos.

Cuando la densidad de células fue elevada, abundando el mismo tipo de organismo, se utilizó una cámara de contaje (cámara Thoma). Este método permitió el recuento de células en unos campos determinados, obteniéndose una media del número de células por unidad de volumen.

Para la identificación de las microalgas se utilizaron las referencias de Cupp (1977), Sournia (1986), Ricard (1987), Chrétiennot-Dinet (1990), Round *et al.* (1990), Tomas (1997), Horner (2002), Ojeda (2006).

II.2 Análisis estadístico

Para todos los datos obtenidos en cada muestreo se realizó una análisis de Levene para determinar la normalidad de los datos; cuando de esta prueba se obtuvo que los datos no seguían una curva normal, se realizó una transformación de los datos con la función $\log(x+1)$, ya que es la transformación adecuada para datos de concentraciones, relaciones, etc., como los obtenidos en este trabajo.

La diversidad de la comunidad fitoplanctónica (a partir de la concentración de microalgas) en las diferentes estaciones y en el periodo de muestreo, fue determinada mediante los índices de diversidad de Shannon y de dominancia de Simpson, los cuales se hicieron con la ayuda del programa Biodiversity Professional (V2) del Museo de Historia Natural de Londres y la Asociación Escocesa de Ciencias Marinas de Oban, Escocia. El índice de Shannon se calculó mediante la siguiente ecuación:

$$H' = -\sum_{i=1}^s (p_i)(\log_2 p_i)$$

donde, p_i es la proporción de individuos hallados en la especie i -ésima. Para el cálculo del índice de dominancia de Simpson se utilizó la ecuación:

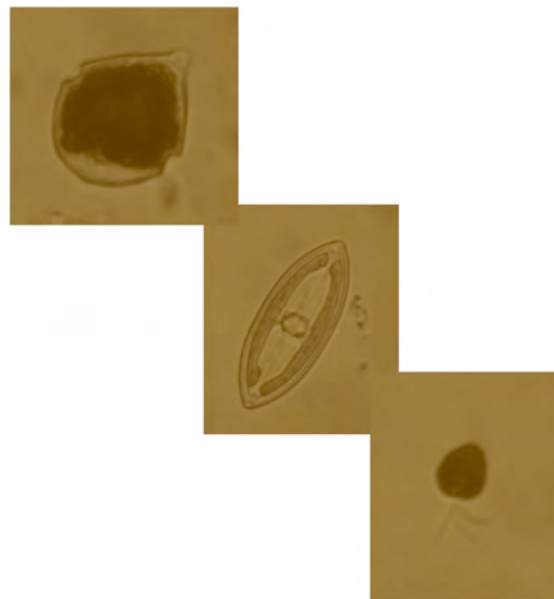
$$D = \frac{\sum ni(ni - 1)}{N(N - 1)}$$

donde, ni es el número de individuos en la i -ésima especie y N es el número total de individuos. Ambos índices fueron calculados en base \log_2 .

Para los datos de los estudios de la costa de San Bartolomé de Tirajana, de Marina Rubicón y de Marina "Pasito Blanco" se elaboraron pruebas ANOVA de dos factores para determinar si habían diferencias significativas temporales y espaciales entre los parámetros biológicos y abióticos, comprobando la significancia de cada variable con una prueba de Posthoc de comparación múltiple de Student-Newman-Keuls (S-N-K). La relación de los diferentes grupos fitoplanctónicos identificados con respecto a los nutrientes y los factores físico-químicos se determinó mediante una Correlación de Pearson, y una regresión lineal entre las variables con una correlación significativa. Los análisis de normalidad, ANOVA, correlación y regresión se hicieron con el programa estadístico PASWStatistics 18.

Para evaluar las relaciones entre las variables ambientales con respecto a las estaciones de muestreo y a la vez con la composición de las especies frecuentes o grupos del fitoplancton, se realizaron un análisis de Correspondencias Canónicas (CCA) y un análisis de Redundancia (RDA). Esto análisis se elaboraron con el programa R.2.10.1 para Windows 7.

CAPÍTULO III La utilización de la comunidad fitoplanctónica como indicador de posible contaminación en las aguas costeras de la isla de Gran Canaria.



III.1. OBJETIVO

La isla de Gran Canaria debido a sus características geográficas (orientación, dinámica marina, etc.) así como a la utilización de la costa (playas, puertos comerciales, puertos deportivos, urbanismo, etc.), presenta una variabilidad importante de ecosistemas costeros, tanto naturales como artificiales, para la evaluación y estudio de los organismos fitoplanctónicos.

Por ello, el objetivo de este trabajo fue:

- ⇒ Caracterizar la composición fitoplanctónica de las aguas costeras sometidas a un fuerte impacto humano estudiando la isla de Gran Canaria, como ejemplo de islas oceánicas, mediante la identificación taxonómica y cuantificación de los organismos para determinar su diversidad y abundancia de cara a su utilización como indicadores en la aplicación de la Directiva Europea sobre calidad de aguas (EC, 2000).

III.2. MATERIALES Y MÉTODOS

III.2.1. Descripción de las zonas de muestreo

Para la realización de este trabajo se tomaron muestras de agua durante los meses de verano del 2008 en diez puntos diferentes de la costa de Gran Canaria, muestreando por triplicado las aguas superficiales de cada sitio (Figura III.1). La posición de los puntos de muestreo se fijó con un GPS Garmin 76C y en la estación del Puerto deportivo Las Palmas, se tomaron dos puntos dentro de la marina.

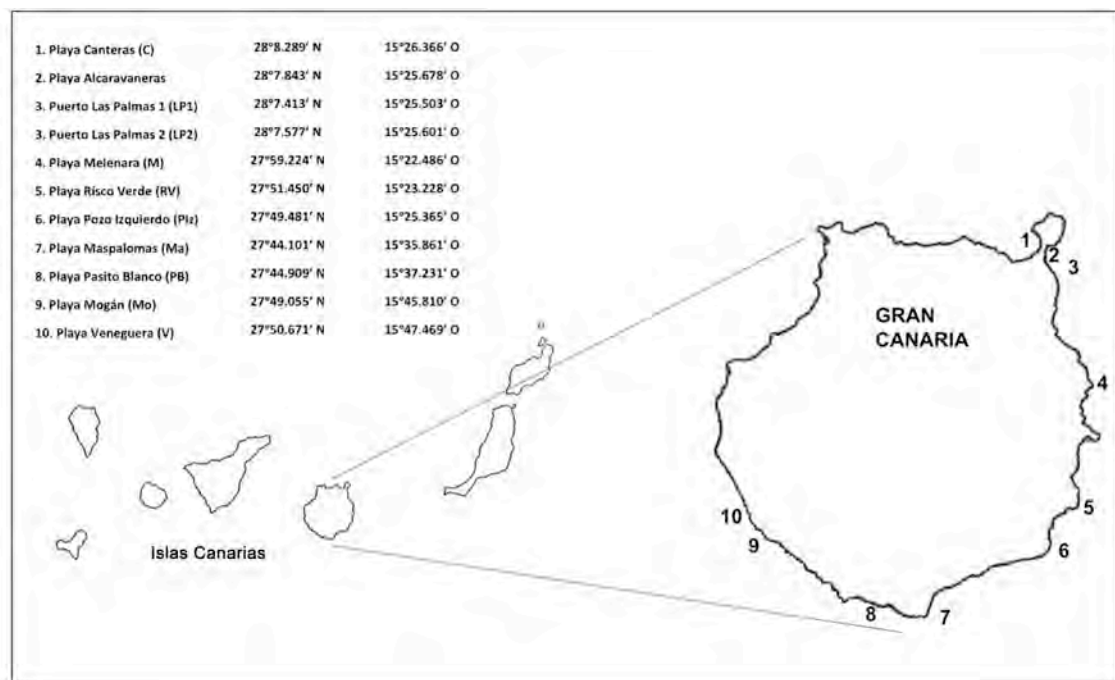


Figura III.1. Ubicación de las estaciones de muestreo en la costa de Gran Canaria, Islas Canarias.

a. Playa Las Canteras

Esta playa se ubica al norte de Gran Canaria con orientación hacia el oeste, y se encuentra en una zona urbana con un alto grado de ocupación. Tiene una longitud de

-
2250 m, y esta caracterizada por la presencia de sustrato arenoso de coloración dorada. La presencia de una arrecife o barra natural a 200 m de la costa, hace de esta playa un área de aguas tranquilas (Figura III.2).

b. Puerto Deportivo Las Palmas

El Puerto de Las Palmas, esta situado al noreste de Gran Canaria, en la costa de la ciudad, por lo que su ubicación es urbana con un alto grado de ocupación. Al ubicarse en la encrucijada del Atlántico, se caracteriza por ser un punto de enlace para navíos provenientes de Europa, el Mediterráneo y América, y por tanto constituye un enlace importante para travesías trasatlánticas (Figura III.3).

c. Playa Alcaravaneras

Playa Alcaravaneras se encuentra en el centro de la bahía del Puerto de la Luz, al noreste de Gran Canaria. Esta compuesta por arenas doradas y tiene una longitud de 550 m. Se encuentra ubicada en una zona urbana de alta ocupación. Al localizarse dentro de un puerto, es una zona de aguas tranquilas (Figura III.4).

d. Playa Melenara

Esta playa tiene una longitud de 350 m y se localiza al este de la isla de Gran Canaria. Se encuentra en una zona urbanizada con un alto grado de ocupación, y cerca del Puerto de Taliarte. Presenta una composición arenosa de color blanco, con una dinámica de zona ventosa y con oleaje moderado (Figura III.5).

e. Playa Risco Verde

Playa Risco Verde se encuentra al oeste de la isla de Gran Canaria, y presenta un fondo caracterizado por una mezcla de zonas rocosas y arena. Al estar ubicada en una bahía, presenta poca corriente (Figura III.6).

f. Playa Pozo Izquierdo

Ubicada en la cara sur-oriental de Gran Canaria, esta playa se forma en un entorno de tierras áridas salpicadas de tabaibas y matorral, rodeadas por invernaderos



Figura III.2. Playa Las Canteras (Image © 2011 GRAFCAN).

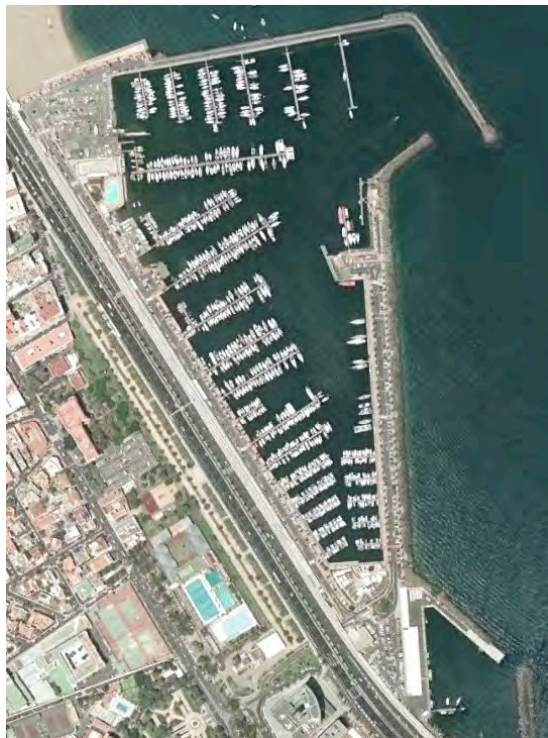


Figura III.3. Puerto Deportivo Las Palmas (Image © 2011 GRAFCAN).

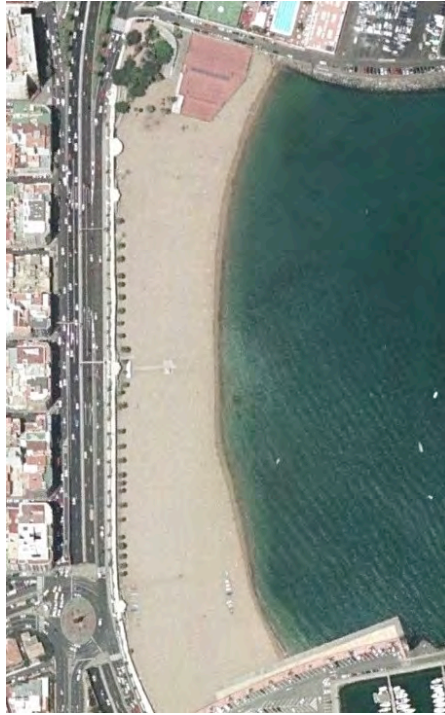


Figura III.4. Playa Alcaravaneras (Image © 2011 GRAFCAN).



Figura III.5. Playa Melenara (Image © 2011 GRAFCAN).



Figura III.6. Playa Risco Verde (Image © 2011 GRAFCAN).



Figura III.7. Playa Pozo Izquierdo (Image © 2011 GRAFCAN).

-
y bancales. Tiene una longitud de 1280 m, y presenta un nivel de ocupación bajo en una zona considerada semiurbana. Las características de oleaje moderado y playa ventosa, hacen de este sitio, un importante punto para la práctica del windsurf. Esta compuesta de bolos, grava y arena (Figura III.7).

g. Playa Maspalomas

Ubicada en una de las zonas de mayor desarrollo turístico del litoral de San Bartolomé de Tirajana, playa Maspalomas tiene una longitud de 2710 m y esta compuesta por arenas doradas. Una de las principales características de esta zona, es la cercanía con una Charca de agua salobre que en algunas épocas del año puede abrirse al mar, y la presencia de una sistema de dunas. Además, es considerada un área de aguas tranquilas (Figura III.8).

h. Playa Pasito Blanco

Esta playa se encuentra al lado de la escollera del Puerto Deportivo Pasito Blanco y tiene una longitud de 450 m. Esta compuesta de gravas y arena de coloración dorada. Es una playa de aguas tranquilas, ubicada en una zona considerada como semiurbana con un alto grado de ocupación (Figura III.9).

i. Playa Mogán

Playa Mogán se encuentra ubicada al lado del Puerto Deportivo Mogán y de una zona de alta ocupación urbana. Esta compuesta de bolos, gravas y arenas oscuras, y tiene una longitud de 190 m. Es una zona protegida por una escollera propia y la escollera del puerto, lo que hace de esta área un punto de aguas tranquilas (Figura III.10).

j. Playa Veneguera

Esta playa se ubica al final del Barranco de Veneguera en una zona considerada como aislada pero de amplio uso agrícola y se encuentra en la parte suroccidental de la Isla de Gran Canaria. Presenta una composición de bolos y arena negra, y tiene una longitud de 370 m. Esta caracterizada por tener aguas tranquilas (Figura III.11).

-



Figura III.8. Playa Maspalomas (Image © 2011 GRANFCAN).



Figura III.9. Playa Pasito Blanco (Image © 2011 GRAFCAN).



Figura III.10. Playa Mogán (Image © 2011 GRAFCAN).

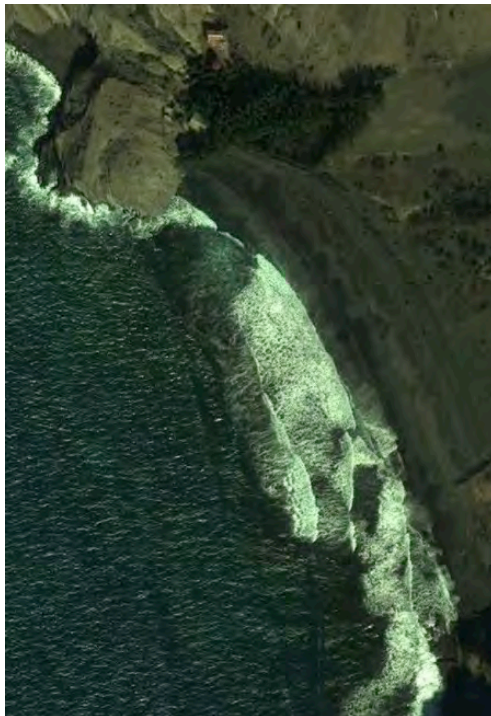


Figura III.11. Playa Veneguera (Image © 2011 GRAFCAN).

III.2.2. Toma de muestras

Se tomaron 33 muestras de agua para análisis cuantitativos y cualitativos de los organismos del fitoplancton. Dichas muestras se recolectaron en las aguas superficiales con una botella Niskin y fueron introducidas en botellas de plástico de 500 ml, siendo fijadas inmediatamente con una solución de Lugol para la preservación del fitoplancton.

Una vez fijada la muestra, se llevó al laboratorio para su análisis; conservándose siempre en un sitio oscuro, para evitar la degradación de la solución fijadora y la consecuente pérdida del material.

III.2.3. Identificación y recuento del fitoplancton

Se realizó como se describe en Materiales y Métodos Generales.

III.2.4. Análisis de datos

Se calcularon los Índices de Diversidad de Shannon y de Dominancia de Simpson de acuerdo a la metodología descrita en Materiales y Métodos Generales.

Además, se realizó un análisis de conglomerados mediante el coeficiente de distancia de Bray Curtis, para determinar la si hay relación entre cada zona de muestreo y la abundancia fitoplanctónica. Se utilizó la distancia de Bray-Curtis debido a que no considera las unidades ausentes (ceros) como una posible relación.

III.3. RESULTADOS

III.3.1. Estructura de la comunidad del fitoplancton

El análisis de identificación y cuantificación de los 11 muestreos efectuados (los valores dados son la media de las tres replicas realizadas), permitió la caracterización de 186 especies de organismos fitoplanctónicos. Las diatomeas fueron el grupo más diverso (55% del total de organismos), con 102 especies correspondientes a 59 géneros, seguidos de los dinoflagelados (29%) con 58 especies (distribuidas en 24 géneros) y las cianobacterias (12%) con 22 especies (en 15 géneros). Otros grupos de microalgas identificados fueron las euglenófitas (1%) y los silicoflagelados (1%), presentando cada grupo una única especie; las prasinofíceas (1%) y las criptófitas (1%) fueron identificados como grupo taxonómico (Anexo 1).

Dentro de los grupos de organismos más diversos en este estudio (diatomeas y dinoflagelados), las especies más frecuentes en las estaciones de muestreo fueron las diatomeas *Climacosphenia moniligera* (67% de las muestras), *Cocconeis* sp (87%), *Coscinodiscus* sp (67%), *Cylindrotheca closterium* (87%), *Gyrosigma* sp (60%), *Licmophora abbreviata* (73%), *Navicula* sp (100%), *Nitzschia* sp (80%) y *Pleurosigma* sp (67%). Dentro de los dinoflagelados, *Amphidinium carterae* (60%), *Gyrodinium glaucum* (80%), *Prorocentrum triestinum* (80%), *Protoperidinium* sp (80%) y *Scrippsiella trochoidea* (67%) (Figura III.12). Además de las especies frecuentes de diatomeas y dinoflagelados, las prasinofíceas (100%) y las criptófitas (100%), también representaron organismos con una alta incidencia en las aguas muestreadas.

III.3.2. Concentraciones fitoplanctónicas

Las prasinofíceas y las criptófitas, representaron no solo las especies con mayor frecuencia en las estaciones, sino los organismos más abundantes en las aguas de Gran Canaria con valores proporcionales de 83.8% y 13.7%, respectivamente (con respecto a los otros grupos fitoplanctónicos) (Figura III.13).

Con respecto a la densidad total de células fitoplanctónicas de los diferentes puntos de muestreo, se pudo observar una clara tendencia a que los puntos dentro del Puerto Deportivo de Las Palmas presentaran las mayores concentraciones celulares, las que oscilaron entre 1.5 y 4.7×10^6 cél L^{-1} . Mientras, en las demás estaciones, dichas concentraciones presentaron un rango entre 3.95×10^4 y 2.10×10^5 cél L^{-1} (Figura III.14).

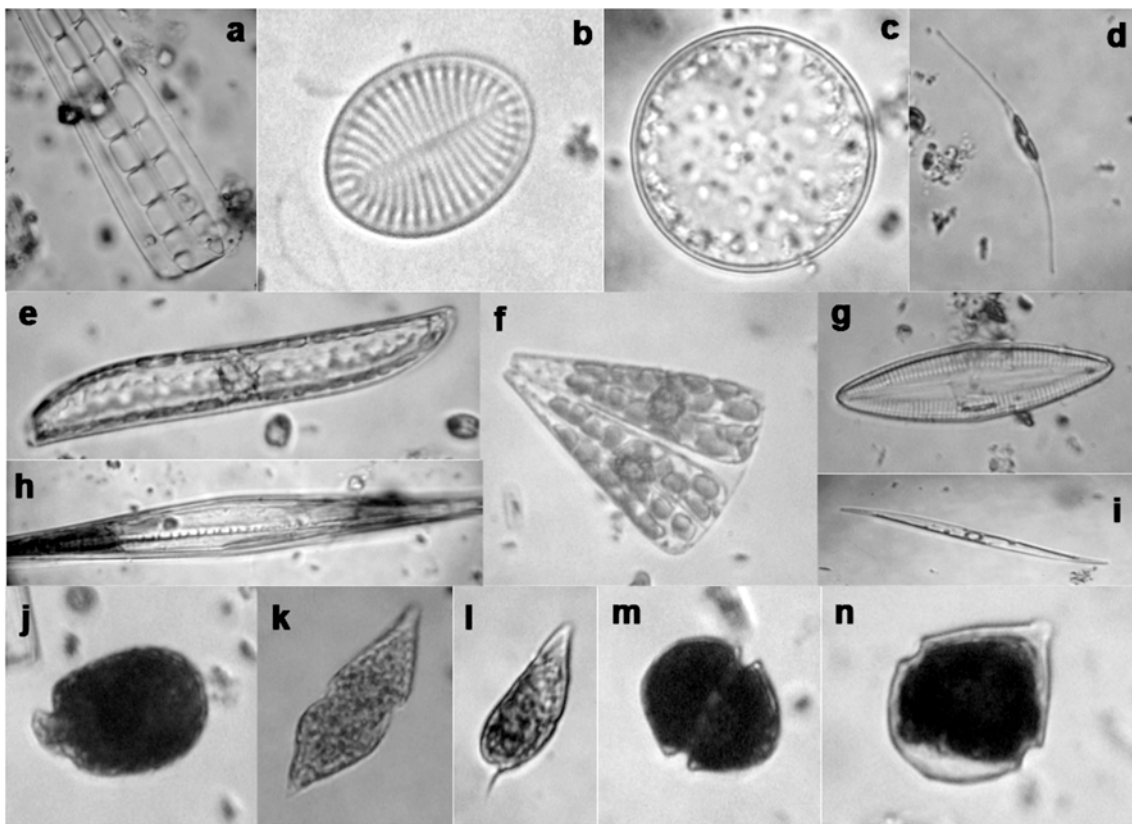


Figura III.12. Especies frecuentes en las estaciones de muestreo en las aguas de Gran Canaria: a. *Climacosphenia moniligera*, b. *Cocconeis* sp, c. *Coscinodiscus* sp, d. *Cylindrotheca closterium*, e. *Gyrosigma* sp, f. *Licmophora abbreviata*, g. *Navicula* sp, h. *Nitzschia* sp, i. *Pleurosigma* sp, j. *Amphidinium carterae*, k. *Gyrodinium glaucum*, l. *Prorocentrum triestinum*, m. *Protoperidinium* sp, n. *Scrippsiella trochoidea*.

Analizando cada punto de muestreo, de acuerdo al porcentaje de abundancia de cada grupo taxonómico, fue evidente en todos los casos, una alta incidencia de flagelados del grupo de las prasinofíceas y las criptófitas, representando casi el 90% de

la concentración celular. Tanto las diatomeas como los dinoflagelados, aportaron alrededor del 10% restante a la densidad de células, ya que las cianófitas, las euglenófitas y los silicoflagelados, fueron organismos presentes esporádicamente en las muestras (Tabla III.1).

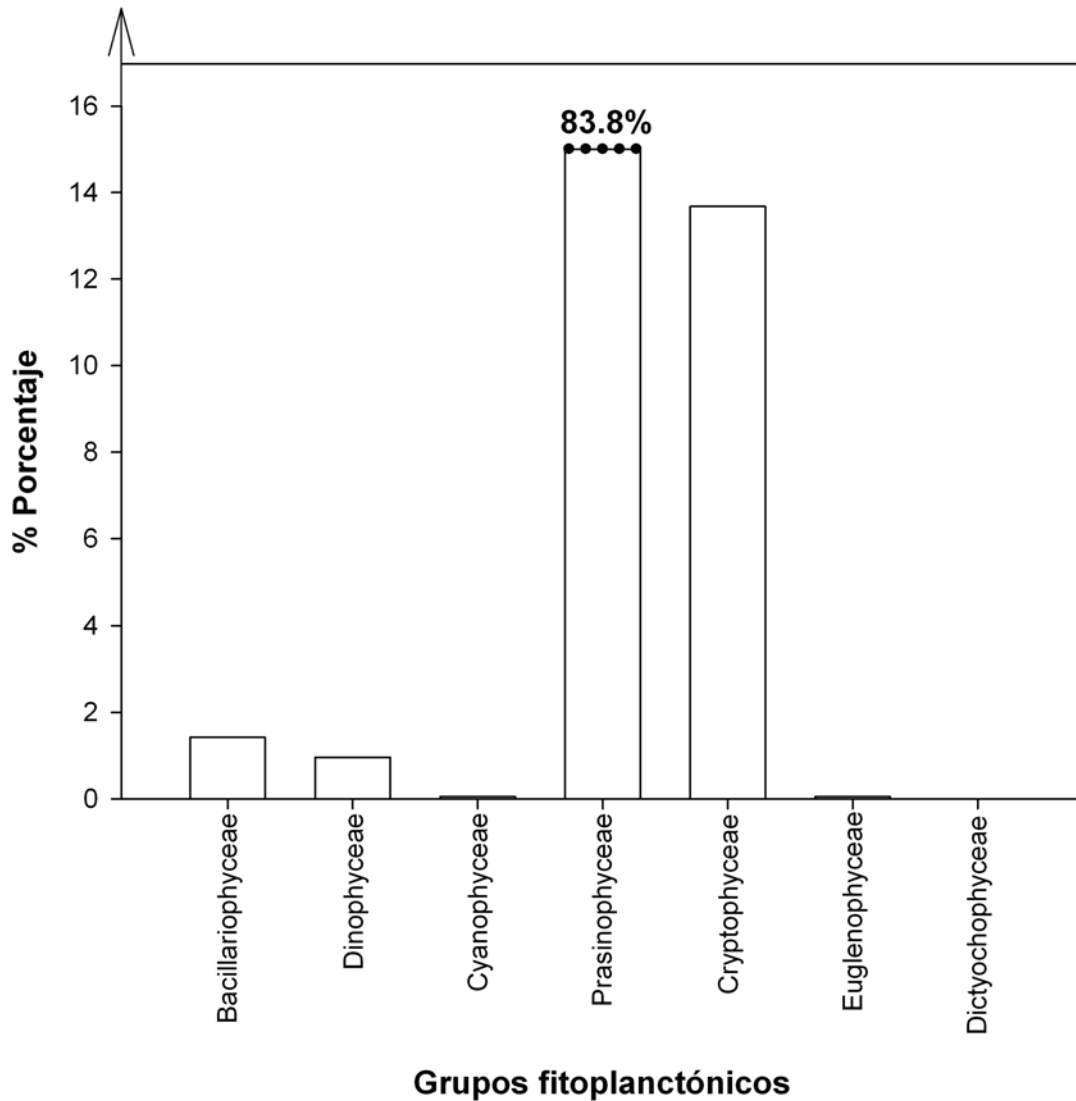


Figura III.13. Porcentaje de abundancia total de los diferentes grupos fitoplanctónicos en las aguas de Gran Canaria.

III.3.3. Índices de diversidad

Los índices de diversidad reflejaron una baja diversidad y una alta dominancia (Figura III.15). La estación del Puerto Deportivo Las Palmas, se caracterizó por presentar la menor diversidad ($H = 0.476$) y la mayor dominancia ($D = 0.836$); mientras que en la estación correspondiente a la playa de Puerto Mogán se observó la diversidad más alta ($H = 2.05$) y la dominancia más baja ($D = 0.376$).

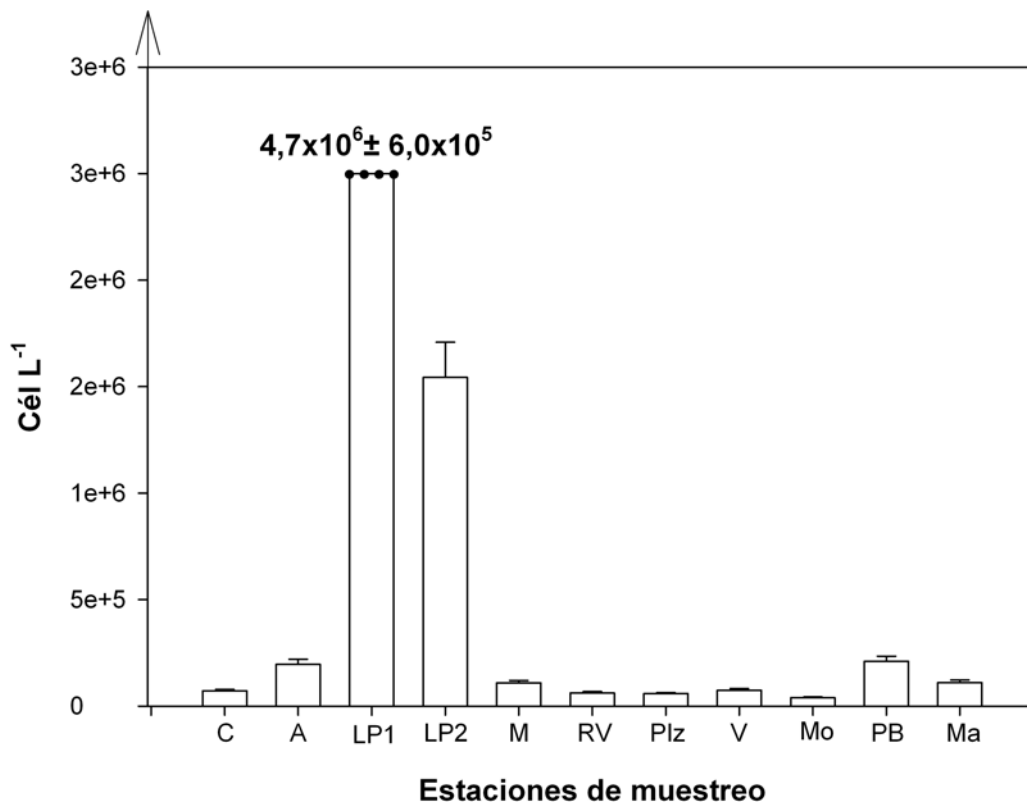


Figura III.14. Densidad total (cél L⁻¹) de organismos fitoplanctónicos en Gran Canaria, en cada estación de muestreo.

III.3.4. Análisis de conglomerados

La asociación de los diferentes puntos de muestreo, basada en las concentraciones de cada una de las especies identificadas en cada estación, mostró una agrupación de las estaciones de acuerdo a las características litorales de cada entorno. Un primer grupo, corresponde a las estaciones en zonas costeras cerradas

(estaciones del Puerto Deportivo de Las Palmas); las estaciones de Playa del Puerto de Mogán, Playa de Pasito Blanco y Playa Alcaravaneras se agrupan como estaciones en áreas aledañas a marinas; mientras las restantes estaciones corresponden a zonas abiertas, en este caso playas (Figura III.16).

Tabla III.1. Porcentaje de abundancia de organismos fitoplanctónicos en cada una de las estaciones.

	Diatomeas	Dinoflagelados	Cianófitas	Prasinofíceas	Criptófitas	Euglenófitas	Silicoflagelados
C	6	2	0	70	22	0	0
A	2	4	0	86	8	0	0
LP1	0	0	0	91	8	0	0
LP2	0	0	0	75	24	0	0
M	2	5	0	73	17	3	0
RV	3	4	1	84	8	0	0
Plz	11	17	1	59	12	0	0
V	2	2	0	83	13	0	0
Mo	10	2	4	51	34	0	0
PB	4	10	0	83	4	0	0
Ma	3	6	1	80	9	0	0

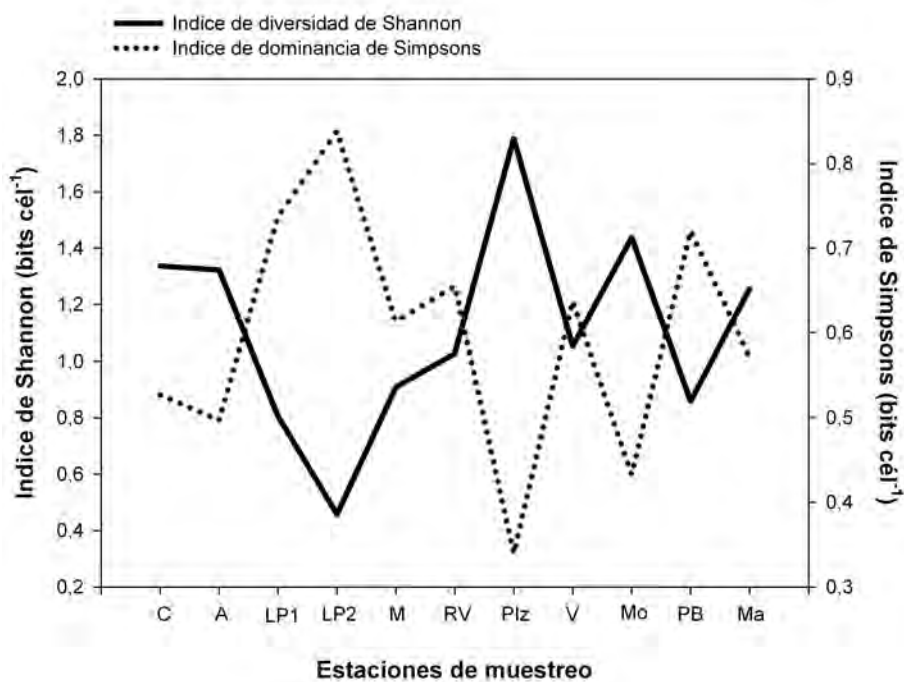


Figura III.15. Índices de diversidad de Shannon (H) y de dominancia de Simpsons (D) para las diferentes estaciones de muestreo.

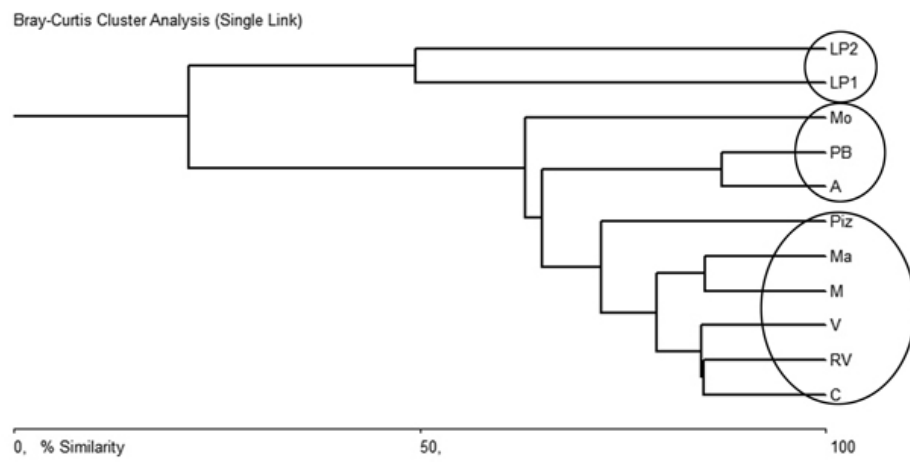


Figura III.16. Análisis de conglomerados para relacionar las diferentes estaciones de muestreo, a partir de las concentraciones fitoplanctónicas por especie.

III.4. DISCUSIÓN

La diversidad de la comunidad fitoplanctónica en Gran Canaria refleja un importante grupo de organismos, pertenecientes principalmente, a las diatomeas y los dinoflagelados, es decir, los grupos de algas microscópicas marinas más importantes en ecosistemas acuáticos. Haroun *et al.* (2003) y Gil-Rodríguez *et al.* (2003), en un listado de organismos fitoplanctónicos en todas las Islas Canarias, identificaron principalmente organismos de las Divisiones Cyanophycota, Baciollariophyta y Dinoflagellata.

Este trabajo, al igual que en otras zonas costeras, reportó una mayor concentración de diatomeas con respecto a los otros grupos fitoplanctónicos identificados, siendo los dinoflagelados el siguiente grupo en cantidad de especies presentes, lo que ya se ha señalado para otros ambientes costeros en diferentes zonas. Según Álvarez-Góngora & Herrera-Silveira (2006), para una zona costera de la Península de Yucatán, México, encontraron un total de 189 especies de microalgas, siendo las diatomeas, los organismos dominantes. En el Pacífico colombiano, Peña & Pinilla (2002), encontraron la misma dinámica dentro de los organismos fitoplanctónicos, donde de 218 especies identificadas, las diatomeas fueron el grupo más diverso con 137 especies, y los dinoflagelados con 73 especies. Por su parte, Varela & Prego (2003), señalaron que de 110 especies encontradas en la Marina Coruña, en Galicia, el 60% fueron diatomeas, mientras los dinoflagelados correspondieron al 25%. De acuerdo a Eker & Kideyş (2000), quienes hicieron un análisis de la variación semanal de la estructura del fitoplancton de una marina en la Bahía de Mersin (Mediterráneo Noreste), la composición de dicha marina, estaba también dominada por las diatomeas más que por los dinoflagelados. Además, la presencia mayoritaria de las diatomeas, junto con los dinoflagelados, concuerda con lo expuesto por Simon *et al.* (2009), quien menciona que estos dos grupos de microalgas fitoplanctónicas marinas, representan algunos de los grupos más diversos en los ecosistemas marinos.

Respecto a las especies más frecuentes encontradas en este estudio, *C. closterium* es considerada como una especie indicadora del proceso de eutrofización en el norte del Mar Báltico (Jaanus *et al.*, 2009). Algunas de las otras diatomeas identificadas como especies frecuentes, *Coscinodiscus* spp, *Navicula* spp, *Nitzschia* spp y *Pleurosigma* sp, ya han sido previamente mencionadas como especies recurrentes en aguas canarias (Ojeda, 1996), además de ser especies frecuentes en estudios realizados en las costas del Mar de Arabia (Härnströnm *et al.*, 2009).

Es normal en estos estudios el encontrar especies que viven fijas sobre el fondo o sobre otros organismos y que aparecen en la muestra de agua debido a la dinámica marina, así especies como *Cocconeis* spp, y *Licmophora abbreviata*, han sido descritas como especímenes epibiontes sobre vegetales y animales marinos como el hidriode *Eudendrium racemosum* (Romagnoli *et al.*, 2007), mientras que *Climacosphenia monilifera* ha sido identificada como un organismo epífito sobre el alga parda *Macrocystis pyryfera* (Siquieros *et al.*, 2002).

Las especies de dinoflagelados frecuentes en este trabajo (*P. triestinum*, *Protoperidinium* sp y *S. trochoidea*) coinciden con los organismos reportados como recurrentes por Vila & Masó (2005) para una zona de aguas con influencia antropogénica en el noroeste del Mar Mediterráneo. Estas mismas especies junto con *Amphidinium carterae* han sido señaladas en aguas canarias como organismos formadores de proliferaciones algales (Ojeda, 2006). *A. carterae*, también ha sido catalogado como un organismo potencialmente ictiotóxico, ya que se le asocia a mortalidad de peces por ciguatera en el norte del Mar de Arabia y en aguas de Belice (Baig *et al.*, 2005; Faust, 2009).

Las altas concentraciones fitoplanctónicas de las prasinofíceas y las criptófitas en este estudio, no coinciden con lo reportado por Van Lennig (2000), donde se menciona que durante dicho estudio, estos organismos fueron componentes menores del fitoplancton total en Canarias; esta diferencia en la composición de la comunidad fitoplanctónica podría ser debida a que Van Lennig (2000) sitúa sus muestreos alejados de la costa. Lo anterior viene corroborado por el trabajo de Jaanus *et al.*

(2009), que señala que estos grupos del fitoplancton podrían estar bien representados en áreas con una considerable eutrofización, lo cual es importante analizar en las costas canarias ya que se consideran aguas oligotróficas (Aristegui *et al.*, 2001), sin embargo la actividad humana puede cambiar esta situación en aguas muy próximas a la costa. Resende *et al.* (2007), mencionan que en aguas costeras cercanas a mar abierto, taxones de fitoplancton pequeño son más abundantes, lo cual podría estar ocurriendo también en las aguas del archipiélago canario.

Al analizar la concentración de células para cada estación, las altas densidades en el Puerto Deportivo Las Palmas se debe a que se trata de un sistema prácticamente cerrado y particularmente susceptible a tener un tiempo alto de retención de las aguas residentes ya que estos sistemas son propensos a entradas directas de desechos antropogénicos (Spatharis *et al.*, 2007), por consiguiente, el contenido de nutrientes en la columna de agua para los organismos fitoplanctónicos, pueden dejar de ser limitante como ocurre en zonas costeras abiertas, y representar un sistema enriquecido en nutrientes para la proliferación del fitoplancton.

Al igual que lo observado en la concentración total del fitoplancton, en cada estación de muestreo, las prasinofíceas y las criptófitas representaron los grupos más abundantes con respecto a la densidad de células. Según Selinofova (2009), en aguas donde el impacto de las actividades antropogénicas es importante, la mayor parte de la comunidad fitoplanctónica (alrededor del 80%), serían células algales pequeñas, como los organismos pertenecientes a las Prasinophyceae y Cryptophyceae.

Los índices de diversidad de Shannon (H) y de dominancia de Simpson (D) mostraron un patrón inverso donde a menor diversidad, mayor dominancia, lo cual fue evidente en todas las estaciones de muestreo. Esto puede explicarse por la alta abundancia de organismos flagelados pequeños, los cuales en todas las estaciones representaron más del 80% de la población fitoplanctónica, y por tanto, podrían considerarse como "blooms". Se ha reportado que durante una proliferación algal los valores de diversidad pueden ser inferiores a $<2.0 \text{ bits.cél}^{-1}$ (Koenig *et al.*, 2003). Margalef (1986) menciona que la diversidad es más baja en ecosistemas eutróficos y

aumenta cuando éstos son oligotróficos, los valores de diversidad oscila entre 1 y 2,5 bits en áreas costeras, y entre 3,5 y 4,5 bits en zonas oceánicas, por lo cual, nuestros resultados coinciden con la dinámica de una zona costera.

El análisis de conglomerados indica que el tipo de utilización que se da a las zonas costeras incide en la composición y cantidad de la comunidad del fitoplancton presentes en cada punto de muestreo. Las marinas o puertos deportivos son áreas donde hay un limitado proceso de renovación de las aguas, lo que origina acumulación de nutrientes que son el factor de mayor influencia en la abundancia del fitoplancton (Pannard *et al.*, 2008; Choudhury and Pal, 2010; Thompson *et al.*, 2011) favoreciendo la proliferación de organismos como en el caso de las estaciones del Puerto Deportivo de Las Palmas, que presentaron las mayores abundancias celulares con concentraciones muy superiores al resto de zonas muestreadas. Las estaciones aledañas a marinas (Playa Puerto de Mogán, Playa Pasito Blanco, Playa Alcaravaneras) y las estaciones correspondientes a playas abiertas (Playas Las Canteras, Melenara, Risco Verde, Pozo Izquierdo, Maspalomas y Veneguera) también aparecen agrupadas, son ecosistemas litorales abiertos y debido a la dinámica marina (mareas, olas, etc.) presentan menos estabilidad en las características físico-químicas del agua (Tait, 1987), lo que hace que la dilución del medio sea mayor que en una marina, y por tanto los nutrientes necesarios para la reproducción de las microalgas sea más limitante.

Este estudio refleja una distribución superficial de la comunidad del fitoplancton de acuerdo al tipo de uso de la costa, lo cual es importante considerar para establecer los puntos “sensibles” de monitorización alrededor de la isla de Gran Canaria y poder evaluar la calidad medioambiental de la costa a través de la incidencia de dichos usos en la comunidad de organismos fitoplanctónicos.

CAPÍTULO IV La comunidad fitoplanctónica como indicadora de calidad de las aguas litorales del municipio turístico de San Bartolomé de Tirajana en la isla de Gran Canaria



IV.1 OBJETIVO

La evaluación ambiental de la costa de una zona determinada, presentan una gran variedad de opciones de estudio dependiendo de los impactos característicos del área de trabajo. En el Municipio de San Bartolomé de Tirajana, Gran Canaria, la elevada presión urbana sobre el litoral, los vertidos de aguas residuales (tratadas en su mayoría) y la utilización intensiva de las playas, donde la ocupación hotelera disponía de 85 280 plazas para el año 1995, hace importante determinar el impacto de estas actividades sobre el ecosistema marino circundante.

Es así, que el objetivo de este trabajo fue:

- ⇒ Determinar la calidad de las aguas litorales del Municipio de San Bartolomé de Tirajana, basándose en la presencia de organismos fitoplanctónicos y su relación con diferentes variables físico-químicas y la influencia de las actividades desarrolladas en el entorno costero.

IV.2 MATERIALES Y MÉTODOS

IV.2.1. Descripción de las zonas de muestreo

Este trabajo se realizó en el litoral del Municipio de San Bartolomé de Tirajana, en la costa sur de la isla de Gran Canaria, España, teniendo como límites costeros de la zona de muestreo desde la Punta de Tenefé (NE) hasta la Punta Taozo (SOE). Los puntos de muestreo se distribuyeron en tres zonas de acuerdo a la orientación geográfica de las mismas: Zona con Orientación Sur-Este, estaciones 1-4; Zona con Orientación Sur, estaciones 5-11; y Zona con Orientación Sur-Oeste, estaciones 12-15. Los muestreos se efectuaron mensualmente durante el periodo de junio de 1994 hasta julio del 1995 a lo largo de todo el litoral, situando 15 estaciones (en la isobata de 10 m) cada una con una profundidad de cinco metros, aproximadamente (Figura IV.1). Dichas estaciones fueron elegidas basándose en la elevada presión urbana y turística próxima al litoral, los vertidos de aguas residuales (tratadas) en el litoral y la utilización intensiva de las playas.

La costa del municipio de San Bartolomé de Tirajana se extiende 35 km, abarcando zonas con diferentes fines, desde urbanizaciones turísticas hasta instalaciones industriales. A partir de la orientación, se pueden establecer tres zonas diferentes:

IV.2.1.1. Zona de Orientación Sur-Este

Este tramo de costa tiene una longitud de 8,2 km y abarca desde la Punta Tenefé en la desembocadura del Barranco de Tirajana donde colinda con el municipio de Santa Lucía de Tirajana hasta la Punta de Morro Besudo.

La climatología de esta zona esta definida por la estación meteorológica de Gando (de orientación Este). Los vientos predominantes del Noreste la baten con considerable intensidad en la punta de Tenefé y van disminuyendo de fuerza en la costa hasta la punta de Morro Besudo. La intensidad del viento en la costa va a

depender de la orientación predominante del régimen de alisios, siendo más fuertes cuanto más del Este vengan y más flojos cuando el alisio viene del Norte y la Isla actúa de barrera quedando la costa a sotavento. Con viento del Este la intensidad es muy considerable pues el efecto venturi provocado por la Isla se ve muy incrementado por el descenso en altitud de la inversión térmica que provoca un efecto túnel haciendo que el viento sople habitualmente con intensidades de 30-60 km/h dos o tres veces superior a la intensidad de alisio en alta mar.

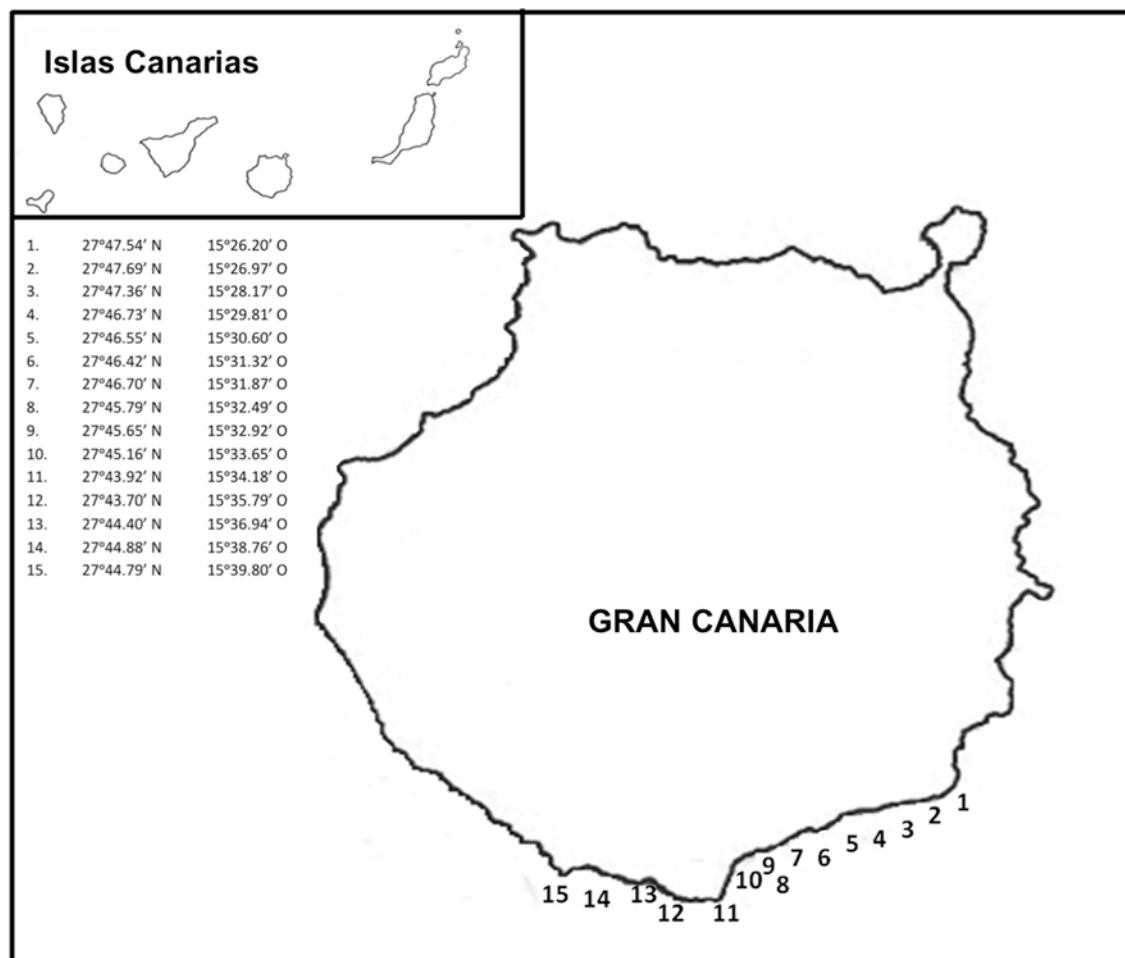


Figura IV.1. Localización de las estaciones de muestreo a lo largo de la costa del Municipio de San Bartolomé de Tirajana.

La dinámica de esta zona muestra una corriente litoral general inducida que va en dirección Este paralela a la costa y por lo tanto contraria a la corriente general de Canarias que va en dirección Suroeste.

Estas características climáticas hacen que la zona se pueda subdividir en dos:

a. Subzona del desarrollo industrial y pesquero que abarca de la Punta de Tenefé al Aeroclub

Zona fuertemente ventosa y de mar agitado aunque el espigón de la Central Térmica de Unelco ha actuado eliminando el oleaje en la costa. La zona previa a la Central Térmica es la playa de Bocabarranco que llega hasta la punta de Tenefé y que pertenece al municipio de Santa Lucía. En esta zona se encuentra el parte eólico que no tiene ningún efecto sobre la zona.

a.1. Playa de Matorral

Playa de pendiente media, constituida por gravas y cantos de color gris oscura y naturaleza basáltica. Es una playa muy larga de 2.9 km, la cual tiene muy poco uso por bañistas y pescadores de caña, y se caracteriza prácticamente en su totalidad por el desarrollo industrial.

Una parte de la Playa del Matorral ha sido ocupada por la Central Térmica de UNELCO, S.A., gran instalación industrial con un muelle adosado amplio con una entrada muy bien protegida del mal tiempo de cualquier orientación.

La Central Térmica tiene un emisario submarino a unos 100 m, en dirección Sur de la bocana del puerto que vierte a 13 m de profundidad gran cantidad de agua caliente que aflora en superficie. Después de la central y casi adosadas a ella, existen varias edificaciones y las instalaciones de una potabilizadora que vierte en el mar.

Sobre las líneas de costa aparecen las instalaciones de la empresa de acuicultura Dorada-Fish (ADSA). Esta empresa toma agua y vierte agua de la zona y en la costa se puede ver una banda verde de las algas *Ulva* y *Enteromorfa* señal de eutrofización del entorno.

a.2. Playa de Boca de las Casillas

Esta playa abarca desde Acuican, la zona de antiguas salinas abandonadas, hasta el refugio pesquero del Castillo del Romeral (Figura IV.2). Es una playa de 1.700 m con una pendiente media, conformada por gravas y cantos, de coloración gris oscura, siendo la naturaleza de los materiales los áridos basálticos.

La parte final se ha convertido en playa ciudadana, con un paseo marítimo ocupando una zona de antiguas salinas, que actualmente es una zona de baño protegida. La parte junto a la cara Norte del espigón del refugio pesquero tiene arena y esta en fase de sedimentación debido al efecto del dique.

Esta zona estaba eutrofizada y se caracterizaba por una gran arribazón de algas que disminuyó notablemente al construirse el dique de la Central Térmica de Unelco.

a.3. Playa de Refugio Pesquero de Castillo del Romeral

Este refugio que tiene muy poco de calado entre dos y cuatro metros de profundidad ofrece únicamente protección del Noreste reinante únicamente quedando abierto al Sur y sur-oeste. A unos 20 m por fuera de la punta del dique existe un emisario submarino que abre a unos ocho metros de profundidad y que emite agua residual.

a.4. Playa de las Caletas

La parte de costa que esta a sotavento del dique esta ocupada por casetas de pescadores y es parte de la Playa de la Caleta; presenta arribazones de algas que también han disminuido.

En la zona al amparo del malecón ha sedimentado arena rubia, siendo el resto una playa de pendiente suave, conformada por gravas y cantos, de coloración gris oscura y la naturaleza de los áridos es basáltica. La playa tiene una longitud de 700 m. El fondo de toda esta zona en la proximidad del Castillo del Romeral es cascajo y se encuentra totalmente desertizado.

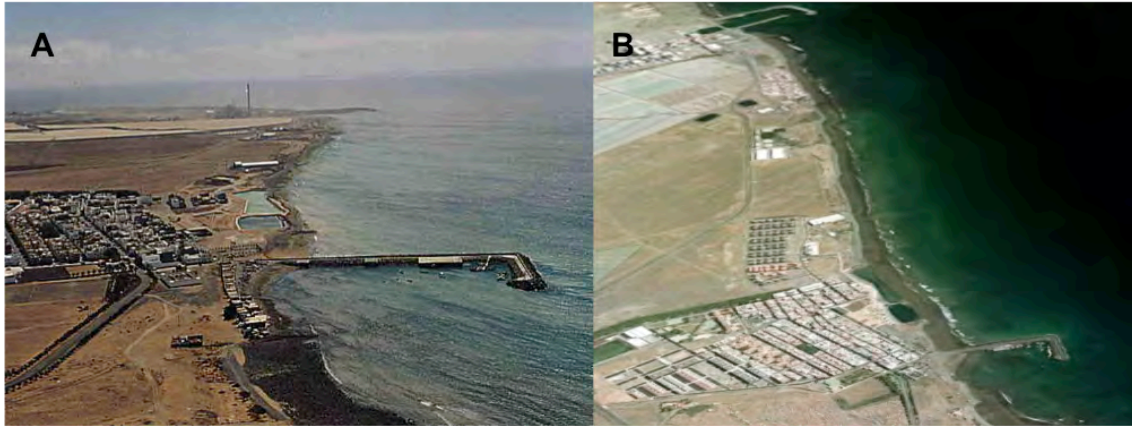


Figura IV.2. Castillo del Romeral (A. Zona en 1995; B. Zona en 2011 (Image © 2011 GRAFCAN)).

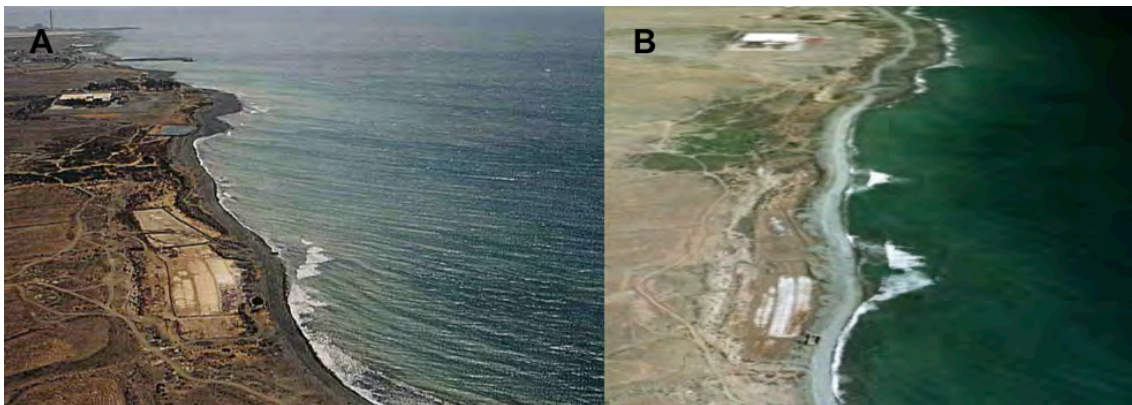


Figura IV.3. Playa de Corral de Espino (A. Zona en 1995; B. Zona en 2011 (Image © 2011 GRAFCAN)).

-

a.5. Juncalillo del Sur

La parte terrestre esta declarada “*Sitio de interés científico*” por la Ley 12/1994, del 19 de diciembre de Espacios Naturales de Canarias. Esta declaración se produce como consecuencia de su importancia para la conservación y observación de las aves nidificantes y migratorias. Es conjuntamente con las Dunas de Maspalomas el único espacio protegido de las costas de San Bartolomé de Tirajana.

El extremo este del espacio presenta una arboleda donde se practica el camping. La costa esta fuertemente deteriorada por pistas y el espacio invadido por vehículos todoterreno. Las antiguas salinas están prácticamente destruidas y abandonadas.

a.6. Playa Corral de Espino

Es una playa de 1450 m de longitud de pendiente suave, conformada por gravas y cantos, de coloración gris oscura y de naturaleza basáltica (Figura IV.3). Utilizada para la práctica del surf.

Frente a esta playa se ubica un emisario submarino que vierte a unos 600 m de la costa a 10 m de profundidad, no se tienen datos si el agua en este emisario sale depurada o solo con tratamiento primario.

a.7. Playa del Cardón

Es continuación de la playa de Corral de Espino estando la diferencia en que no existen salinas abandonadas sino son terrenos de cultivo. Es una playa de pendiente fuerte con altas acumulaciones de callaos, conformada por gravas y cantos, de coloración gris oscura y la naturaleza de los áridos es basáltica. Tiene una longitud de 1500 m y se utiliza exclusivamente para acampar (Figura IV.4).

b. Subzona desde el Aeroclub hasta la punta de Morro Besudo

Esta subzona esta más a cubierto del viento que la anterior, y por ello ya aparecen complejos turísticos.

-

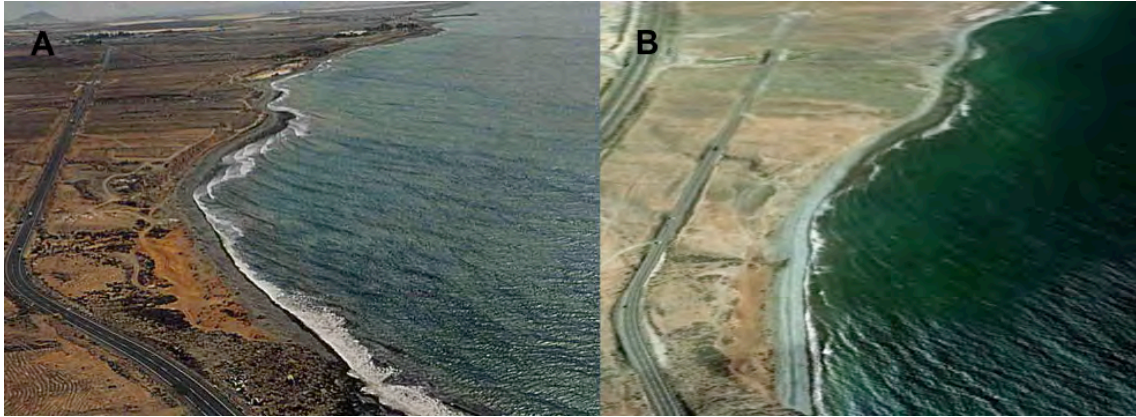


Figura IV.4. Playa del Cardón (A. Zona en 1995; B. Zona en 2011 (Image © 2011 GRAFCAN)).



Figura IV.5. Playa de Tarajalillo (A. Zona en 1995; B. Zona en 2011 (Image © 2011 GRAFCAN)).

b.1. Playa de Tarajalillo

Es la playa más larga de la zona con 2.200 m y posee una pendiente media; en su parte Sur posee gravas y arena y en la parte Norte gravas (Figura IV.5). Las gravas son de coloración gris oscura y las arenas tostadas. La naturaleza de los materiales son basálticas y fonolíticas.

En el centro de la playa esta el aeroclub, y en la parte Norte soporta el complejo turístico de Bahía Feliz. La costa esta resguardada por pequeños diques artificiales de piedras que conforman pequeñas calas que hacen más seguro el baño en el mar y que a su vez resguardan la costa de la erosión favoreciendo la sedimentación. Las condiciones de viento hacen de esta zona un área de aprendizaje y práctica del windsurf y del funboard, así como la práctica de otros deportes como el piragüismo.

b.2. Playa del Águila

Es una playa de una longitud de 400 m de pendiente suave, conformada por arena fina y gravas, de tonalidad tostada. La naturaleza de los materiales es basáltica y fonolítica (Figura IV.6).

Soporta una urbanización turística y la playa tiene varias salidas de barranco y un emisario submarino que vierte a unos 600 m de la costa a 10 m de profundidad.

b.3. Playa del Besudo

Esta formada por dos pequeñas calas separadas por una zona de rasa baja de piedras. Tiene 170 m de longitud, con una pendiente suave, y esa conformada por arena fina de tonalidad tostada (Figura IV.7). La naturaleza de los materiales es calcárea y fonolítica.

En el acantilado de Morro Besudo aparecen un conjunto de formaciones indicadoras de emisiones al mar. En la costa se puede apreciar una banda verde de *Ulva* y *Enteromorfa* indicadoras de contaminación con nitrógeno.



Figura IV.6. Playa del Águila (A. Zona en 1995; B. Zona en 2011 (Image © 2011 GRAFCAN)).



Figura IV.7. Playa del Besudo (A. Zona en 1995; B. Zona en 2011 (Image © 2011 GRAFCAN)).

IV.2.1.2. Zona de Orientación Sur

Esta zona abarca desde la Punta de Morro Besudo hasta el Faro de Maspalomas, con una longitud de 12 km y es la zona con mayor desarrollo turístico.

Esta zona suele estar protegida del viento prácticamente todo el año y solo esta batida por el alisio cuando este rola al Este, sin embargo no esta protegida del Suroeste que aunque mucho menos frecuente si golpea con gran intensidad.

La dinámica costera de esta zona muestra una corriente litoral general inducida que va en dirección Este paralela a la costa y por lo tanto contraria a la corriente general de Canarias que va en dirección Suroeste. Esta corriente inducida por la corriente general de Canarias (del NE) genera una zona costera de sedimentación de arenas orgánicas que ha originado la Playa del Inglés y las Dunas de Maspalomas.

Más próxima a la costa existe en la zona de San Agustín-Las Burras una corriente costera de dirección Oeste, esta corriente es la que provoca el acumulo de arena oscura de las playas de San Agustín y Las Burras.

a. Playa de San Agustín

Es una playa pequeña en longitud, 670 m, pero considerablemente ancha (70 m de pendiente suave), conformada por arena fina de tonalidad tostada. La naturaleza de los materiales es calcárea y fonolítica (Figura IV.8).

En el extremo Norte la playa presenta el risco de Morro Besudo que esta parcialmente ocupado por un edificio alto de apartamentos y tiene un malecón artificial con paseo marítimo que desemboca en la playa.

Frente a esta playa y a partir de los cuatro metros de profundidad se desarrolla una pradera marina (sebadal) de considerable espesor dependiendo de los ciclos biológicos de la pradera .

La zona que la une con la playa de Las Burras es de roca y presenta acumulación de cantos. El extremo Sur (punta de Las Burras) tiene un pequeño dique de piedras sobre el que se asienta la estación de bombeo de IONICS, S.A. que recoge agua de mar



Figura IV.8. Playa San Agustín (A. Zona en 1995; B. Zona en 2011 (Image © 2011 GRAFCAN)).

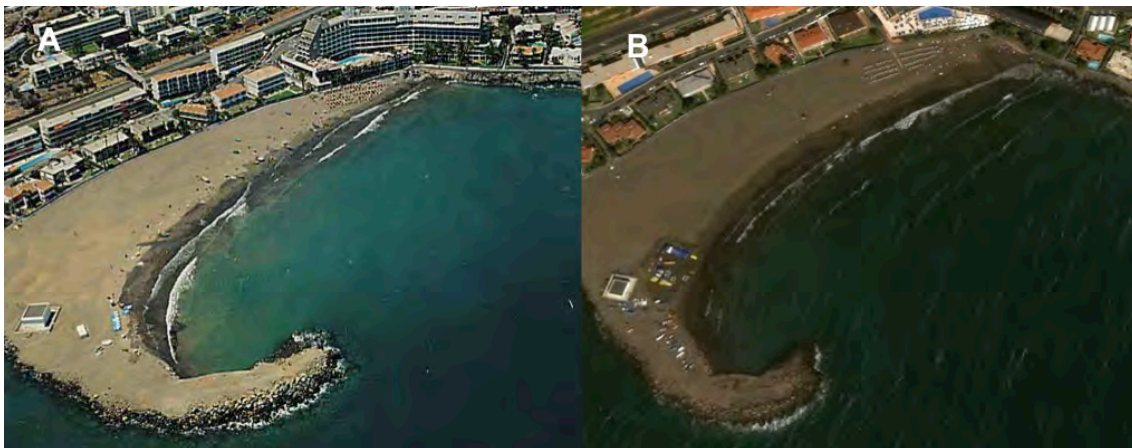


Figura IV.9. Playa de Las Burras (A. Zona en 1995; B. Zona en 2011 (Image © 2011 GRAFCAN)).

-
y la bombea a la potabilizadora. La toma de agua se encuentra a 400 m de la costa y ocho metros de profundidad.

b. Playa de Las Burras

Comienza a partir de la estación de bombeo y tiene una longitud de 380 m con un ancho de 110 m. Es una playa de pendiente suave, conformada por arena fina de tonalidad tostada. La naturaleza de los materiales es calcárea y fonolítica (Figura IV.9).

Frente a esta playa continua la pradera de San Agustín aunque con menor densidad y en ellas se desarrolla una cierta actividad pesquera. El extremo Norte tiene un pequeño dique que consolida la playa y la protege de las pérdidas de arena en caso de temporal del Suroeste.

c. Playa de Barranco del Toro

Es una playa pequeña con 140 m de longitud, de pendiente suave, conformada por gravas de coloración gris oscura. La naturaleza de los materiales es calcárea y fonolítica.

En esta playa tiene la salida un emisario submarino, el cual tiene una longitud aproximada de 900 m y vierte a 18 m de profundidad. En la parte final tiene un sistema de dispersores que amplían el área de dilución.

d. Playa El Cochino

Tiene una longitud de 350 m, es una playa de pendiente suave, conformada por arena fina de tonalidad tostada (Figura IV.10). La naturaleza de los materiales es calcárea y fonolítica. El litoral se encuentra ocupado por casetas de pescadores y chabolas.

En su extremo sur tiene un pequeño dique que conforma una ensenada. Este dique esta protegiendo la salida de un emisario submarino paralelo al anterior que tiene una longitud aproximada de 1000 m y vierte a 20 m de profundidad. En su parte final también tiene un sistema de dispersores que amplían el área de dilución.

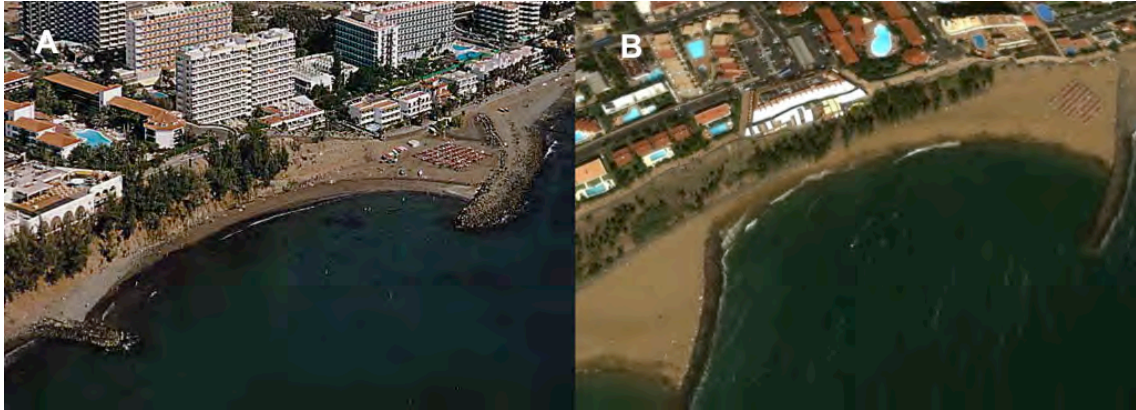


Figura IV.10. Playa El Cochino (A. Zona en 1995; B. Zona en 2011 (Image © 2011 GRAFCAN)).



Figura IV.11. Playa de Inglés (A. Zona en 1995; B. Zona en 2011 (Image © 2011 GRAFCAN)).

En esta zona conjuntamente con Las Burras y El Inglés, se práctica la vela ligera y las motos de agua a partir de los puntos de alquiler situados al principio de la playa del Inglés (zona del Veril). La zona de separación con playa del Inglés es un acantilado alto de material blando que se encuentra plantado.

e. Playa del Inglés y Maspalomas

Juntas tienen una longitud de costa de 5400 m y son playas de pendiente suave, conformada por arena fina de tonalidad dorada. La naturaleza de los materiales es calcárea y fonolítica.

En la punta de separación entre la Playa del Inglés (Figura IV.11), conocida como Punta de la Mareta, y Playa de Maspalomas (Figura IV.12) se encuentra un cañón sumergido por donde se escapa la arena hacia el talud. Este talud tiene un veril con un desnivel de 15 m cortado a pico. La mayor parte del fondo a partir de los 10 m de profundidad es un sebadal de baja densidad de plantas.

Tienen una declaración de protección como “*Reserva Natural Especial*” por la Ley 12/1994, de 19 de diciembre de Espacios Naturales de Canarias, que abarca la playa, la extensa zona de dunas detrás de la playa y la Charca de Maspalomas.

Las dunas no están consolidadas adoptando la forma al viento reinante en cada momento. La Charca de Maspalomas abre periódicamente al mar sobre la playa cuando las lluvias la colman; además, tiene aportes de agua dulce que la convierten en salobre y su nivel va bajando por la evaporación e incrementándose la salinidad.

El extremo Sur corresponde al Faro de Maspalomas donde la costa se caracterizan por una gran parte de callaos y la playa se encuentra ocupada casi en su totalidad por las instalaciones del Hotel Faro.

IV.2.1.3. Zona de Orientación Sur-Oeste

Abarca desde le Faro del Maspalomas hasta la punta de Arguinegún con una longitud de costa de 7.3 km.

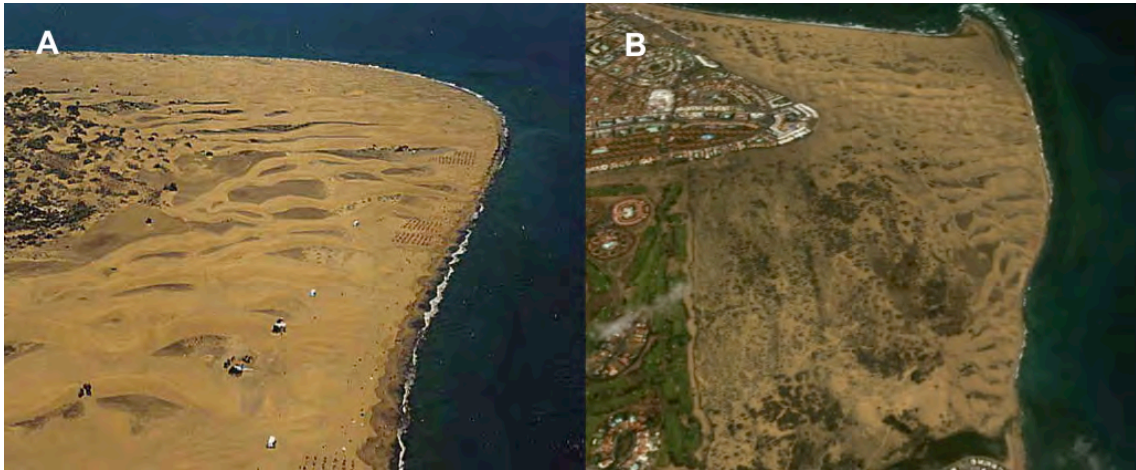


Figura IV.12. Playa de Maspalomas (A. Zona en 1995; B. Zona en 2011 (Image © 2011 GRAFCAN)).



Figura IV.13. Playa de Faro de Maspalomas (A. Zona en 1995; B. Zona en 2011 (Image © 2011 GRAFCAN)).

Esta zona esta protegida del alisio todo el año y, sin embargo, no esta protegida del Suroeste que aunque mucho menos frecuente si golpea con gran intensidad ocasionando grandes daños.

Caracteriza a la zona un frecuente mar de fondo de Noroeste que levanta fuertes olas en la costa, llegando a salpicar por encima del Puerto de Pasito Blanco.

La dinámica marina presenta dos corrientes, una la general de Canarias, alejada de la costa y que presenta frente a toda la zona una dirección variable según predomine la componente Norte o Este del alisio. La otra corriente es la general inducida que va hacia el Oeste apoyando también las corrientes locales costeras.

Esta zona está bastante explotada turísticamente, (zona de Meloneras) más orientado hacia el turismo de calidad que de masas. Tiene un paseo marítimo que mirando al oeste abarca desde el Faro hasta la playa de Las Meloneras.

a. Playa del Faro de Maspalomas

Empieza en un pequeño dique anexo al faro y presenta en ciertas circunstancias olas que permiten la práctica del surf.

Es una playa de pendiente suave, conformada por gravas y cantos de coloración gris oscura (Figura IV.13). La naturaleza de los materiales es basáltica. Tiene una longitud de 430 m y prácticamente no tiene bañistas.

b. Playa de las Mujeres

Tiene una longitud de aproximadamente 400 m. Es una playa de pendiente suave, conformada por arena fina de coloración gris (Figura IV.14). La naturaleza de los materiales es calcárea y fonolítica. No tiene uso habitual por bañistas.

En esta playa están emplazadas las salidas de los dos emisarios submarinos de Maspalomas. Estos emisarios son dos tubos, uno fino que vierte sin dispersores a 400 m de la costa y a 14 m de profundidad, y otro más grueso paralelo al primero que vierte a unos 700 m de la costa y a 18 m de profundidad con un sistemas de dispersores al final del mismo.

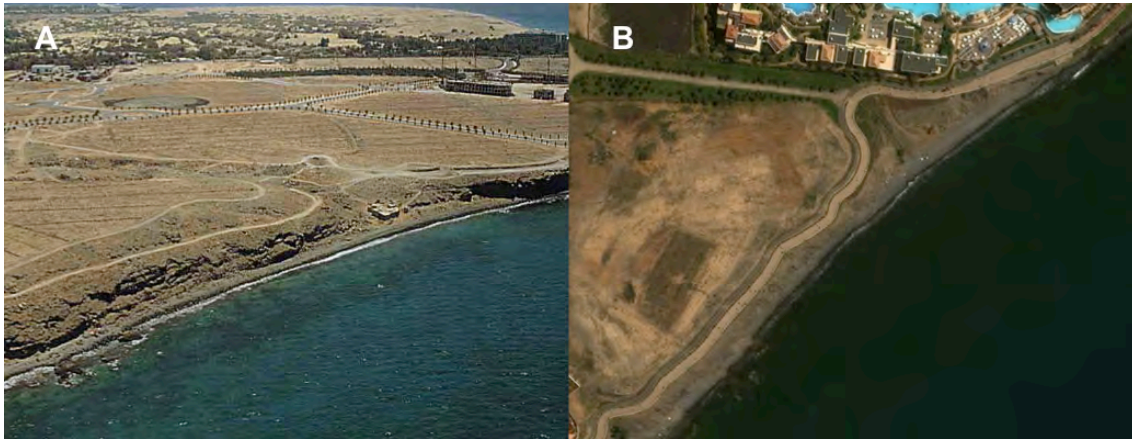


Figura IV.14. Playa Mujeres (A. Zona en 1995; B. Zona en 2011 (Image © 2011 GRAFCAN)).



Figura IV.15. Playa Meloneras (A. Zona en 1995; B. Zona en 2011 (Image © 2011 GRAFCAN)).

c. Playa Meloneras

Tiene unos 600 m de longitud y un ancho de 70 m lo que la convierte en playa de amplia utilización. Es de pendiente suave, conformada por arena fina de coloración gris claro (Figura IV.15). La naturaleza de los materiales es calcárea y fonolítica.

El fondo de la zona de aguas someras próximo a la playa presenta un sistema de grandes piedras que casi afloran en superficie que la convierten en peligrosa para la práctica de deportes náuticos.

d. Playa Pasito Blanco

Esta playa se encuentra separada de la urbanización del Puerto Deportivo de Pasito Blanco por un muro (Figura IV.16). Tiene 450 m de longitud y un ancho de 40 m. Es una playa de pendiente suave, conformada por arena y grava de coloración gris clara. La naturaleza de los materiales es basáltica y fonolítica.

El extremo Oeste es el dique del varadero del Puerto de Pasito Blanco. Tiene una escuela de vela y está muy bien protegida por el puerto por lo que es una zona óptima para la iniciación a la vela.

Desde aproximadamente los tres metros de profundidad frente a la playa se desarrolla una pradera de fanerógamas marinas (sebadal), esta pradera se encuentra protegida de los fondeos de los barcos por un sistema de boyas unidas a muertos en el fondo donde los barcos pueden amarrarse sin necesidad de fondear, evitando así los arrastres de anclas por el fondo que producen serios daños a las praderas.

e. Puerto de Pasito Blanco

Este puerto deportivo es amplio y bien protegido; es el único puerto deportivo del municipio. Su clasificación como Club de Yates no le permite el atraque habitual de barcos con actividades comerciales (paseos marítimos, submarinismo,



Figura IV.16. Playa y Puerto Pasito Blanco (A. Zona en 1995; B. Zona en 2011 (Image © 2011 GRAFCAN)).

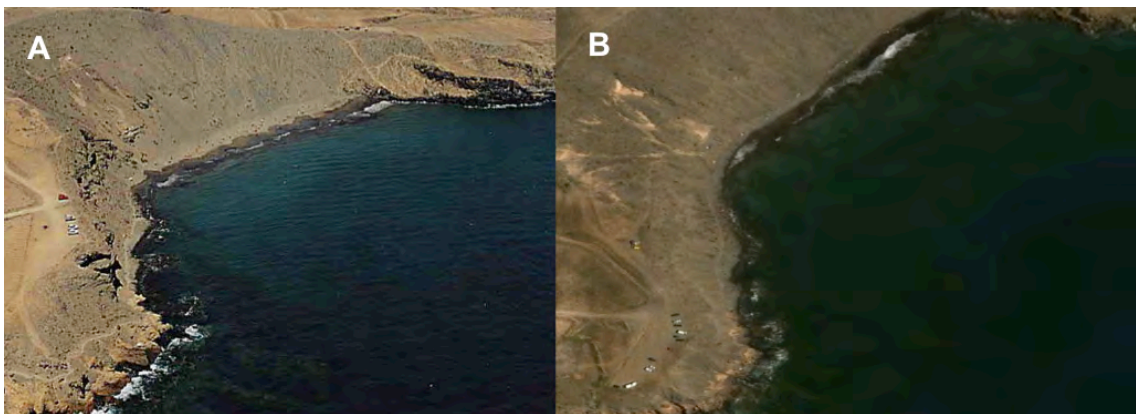


Figura IV.17. Playa Montaña de Arena (A. Zona en 1995; B. Zona en 2011 (Image © 2011 GRAFCAN)).

alquiler de barcos, etc.), permitiéndose así una posible fuente de ingresos, puestos de trabajo y rebajándose el atractivo turístico.

El tamaño de la urbanización de Pasito Blanco es muy pequeño, por ser zona residencial de fin de semana y no de explotación turística.

En la bocana del dique existe preparada una zona de baño separada del mar abierto con una corchera que protege a los bañistas del tráfico de barcos.

f. Baja de Pasito Blanco

Es un conglomerado de piedra de origen sedimentario situado a una milla aproximadamente frente al Puerto de Pasito Blanco y a 16 m de profundidad (Latitud 27° 43' 30'' N y Longitud 15° 37' 28'' O) y presenta un fuerte atractivo para la práctica del submarinismo.

g. Playa de Pacillo Beda

Es una playa pequeña con 140 m de longitud y 63 m de ancho, que se encuentra bien protegida en su lado Oeste por un morrete. Es de pendiente suave, conformada por arena fina de tonalidad tostada. La naturaleza de los materiales es calcárea y fonolítica.

No tiene accesos hasta la misma playa pero si existe una pista que permite el acceso a la parte superior, es utilizada en los meses de verano para camping de tiendas de campaña y caravanas.

h. Playa de Montaña de Arena

Tiene una longitud de 250 m y una anchura media de 38 m. Es una playa de pendiente suave, conformada por arena fina de coloración tostada (Figura IV.17). La naturaleza de los materiales es calcárea y fonolítica.

La playa es de uso nudista, tiene únicamente accesos peatonales, teniendo aparcamientos en los extremos.

En el fondo a partir de los cinco metros de profundidad hay un sebadal de baja intensidad. Habitualmente hay barcos fondeados frente a la playa que no cuenta con boyas de fondeo.

i. Arrecife artificial de Arguineguín

Frente a la playa de Montaña de Arena, dos kilómetros mar adentro y a 18 m de profundidad, se encuentran cinco módulos de cemento con diferentes formas que fueron instalados por la Viceconsejería de Pesca del Gobierno de Canarias, como forma de intentar en una zona arenosa el desarrollo de reproductores de peces que dieran mayor riqueza a la zona. El no respetar la normativa de no pescar lo convirtió en un mero mecanismo de concentración de peces que ha empobrecido más la zona. En la actualidad se encuentra totalmente ocupado por erizos y sin mantener vida vegetal.

j. Playa de las Carpinteras

Tiene una longitud de 160 m y es muy estrecha. Es una playa de pendiente media, conformada por poca arena gruesa en la parte sur, gravas en el centro y cantos en el lado norte (Figura IV.18). La coloración general de la playa es gris oscuro. La naturaleza de los materiales es traquítica y fonolítica.

Tiene acceso rodado y es utilizada para acampar en los meses de verano. Esta unida por un camino peatonal en la costa con Montaña de Arena.

k. Playa de Triana

Es una playa muy larga (500 m) y muy estrecha (18 m) sobre la que pasa la carretera C-812. Es una playa de pendiente fuerte-media, conformada por arena, gravas y cantos (Figura IV.19). De coloración gris oscuro, y la naturaleza de los materiales es traquítica y fonolítica.

En el lado Norte tiene la salida del barranco y al Sur un conjunto de chabolas y alguna edificación.



Figura IV.18. Playa de Las Carpinteras (A. Zona en 1995; B. Zona en 2011 (Image © 2011 GRAFCAN)).



Figura IV.19. Playa de Triana (A. Zona en 1995; B. Zona en 2011 (Image © 2011 GRAFCAN)).

-

l. Playa de los Bigotes

Es una playa muy pequeña con 90 m de longitud y que ocupa la salida del barranco, de pendiente fuerte, conformada por gravas y cantos (Figura IV.20). La coloración general de la playa es gris oscuro. La naturaleza de los materiales es traquítica y fonolítica.

m. Playa de Llanillo

Tiene una longitud de 280 m y una anchura de 20 m. Es una playa de pendiente media, conformada por gravas y poca arena (Figura IV.21). La coloración general de la playa es gris oscuro. La naturaleza de los materiales es traquítica y fonolítica.

n. Playa de Lomo Galeón

Es una playa muy pequeña de 50 m de largo y 18 m de ancho, con accesos únicamente peatonales; se utiliza para acampar en verano. Playa de pendiente fuerte, conformada por gravas y cantos (Figura IV.22). La coloración general de la playa es gris oscuro. La naturaleza de los materiales es traquítica.

ñ. Playa del Molinero

Es una playa embutida en un risco cuyo único acceso es por mar y no presenta usuarios. Es de pendiente fuerte-media, conformada por gravas y cantos. De coloración gris (Figura IV.23). La naturaleza de los materiales es traquítica y fonolítica.

o. Playa de Santa Agueda

Esta playa se ha convertido en playa ciudadana con abundante utilización. Tiene 250 m de largo. Es de pendiente media, conformada por arena fina y algunos cantos (Figura IV.24). La tonalidad general de la playa es tostada, y la naturaleza de los materiales es traquítica y fonolítica.

Frente a la misma se encuentra a partir de los 4 m de profundidad un sebadal, normalmente poco denso. Es utilizada por las motos de agua y otras embarcaciones menores. Existen habitualmente barcos fondeados frente a ella.

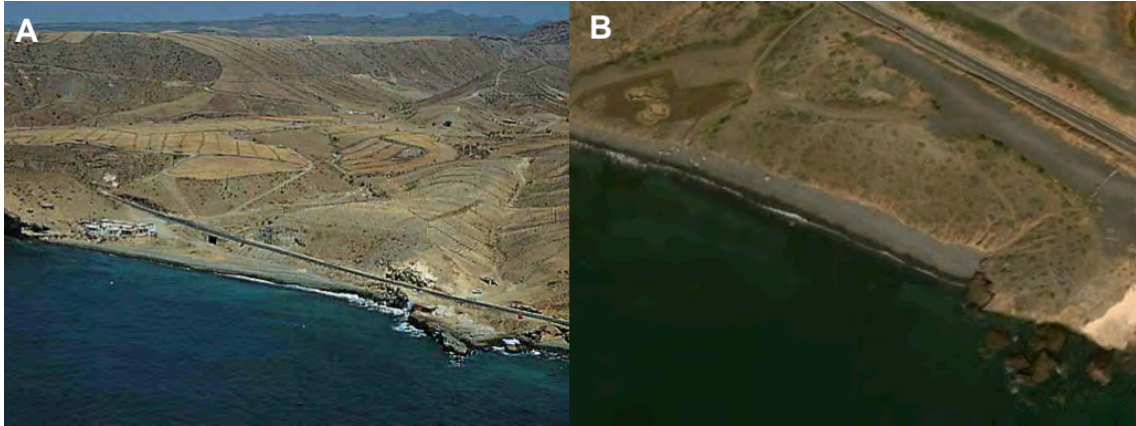


Figura IV. 20. Playa de los Bigotes (A. Zona en 1995; B. Zona en 2011 (Image © 2011 GRAFCAN)).



Figura IV.21. Playa de Llanillo (A. Zona en 1995; B. Zona en 2011 (Image © 2011 GRAFCAN)).

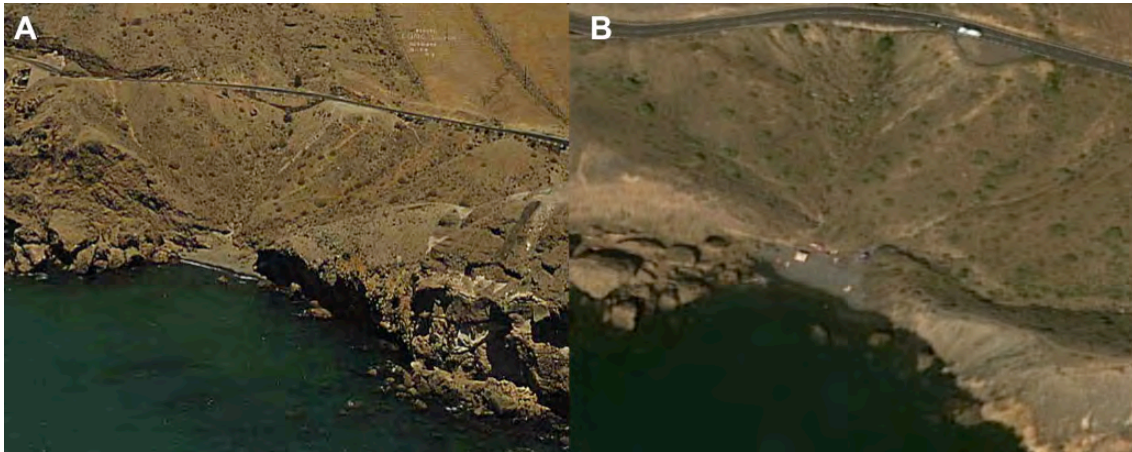


Figura IV.22. Playa Lomo Galeón (A. Zona en 1995; B. Zona en 2011 (Image © 2011 GRAFCAN)).

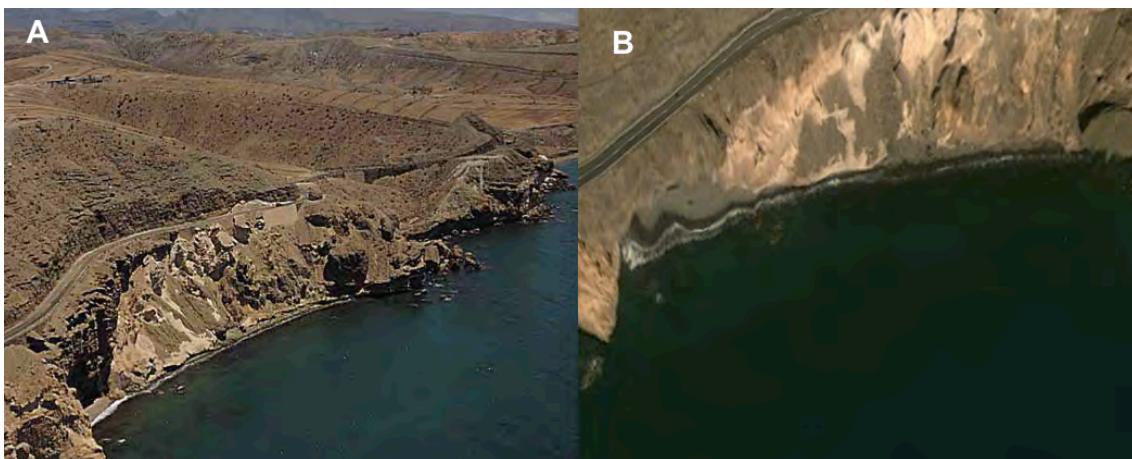


Figura IV.23. Playa del Molinero (A. Zona en 1995; B. Zona en 2011 (Image © 2011 GRAFCAN)).

-
p. Playa de Ganeguín

Se encuentra prácticamente dentro de las instalaciones de la fábrica de cemento. Es de pendiente media, conformada por arena fina y algunos cantos. La tonalidad general de la playa es tostada (Figura IV.25); la naturaleza de los materiales es traquítica y fonolítica.

q. Fábrica de Cemento de Arguineguín (Cementos Especiales S.A.)

En el extremo Oeste del Municipio, la fábrica de cemento tiene un muelle por donde se descarga y cargan los áridos. El puerto presenta una escollera alta con una longitud de 560 m. En la bocana tiene una profundidad de 15 m pero en el extremo posterior la profundidad es de 5 m con fondo de piedra.

r. Playa de Parchel

Abierta al Oeste se encuentra apoyada en la fábrica de Cemento y ocupando el margen del barranco que pertenece a San Bartolomé de Tirajana. Playa de pendiente fuerte, conformada por gravas. La tonalidad general de la playa es gris oscura. La naturaleza de los materiales es traquítica y fonolítica.

Frente a esta playa sale un emisario submarino a unos 200 m de la costa y a ocho metros de profundidad.

IV.2.2. Medidas in situ de los parámetros físico-químicos

Se determinaron “in situ” los parámetros oceanográficos temperatura, salinidad y el pH del agua de mar los cuales se midieron con una sonda integrada CTD, mientras la determinación de la concentración de oxígeno disuelto, se realizó mediante una sonda específica para este fin.

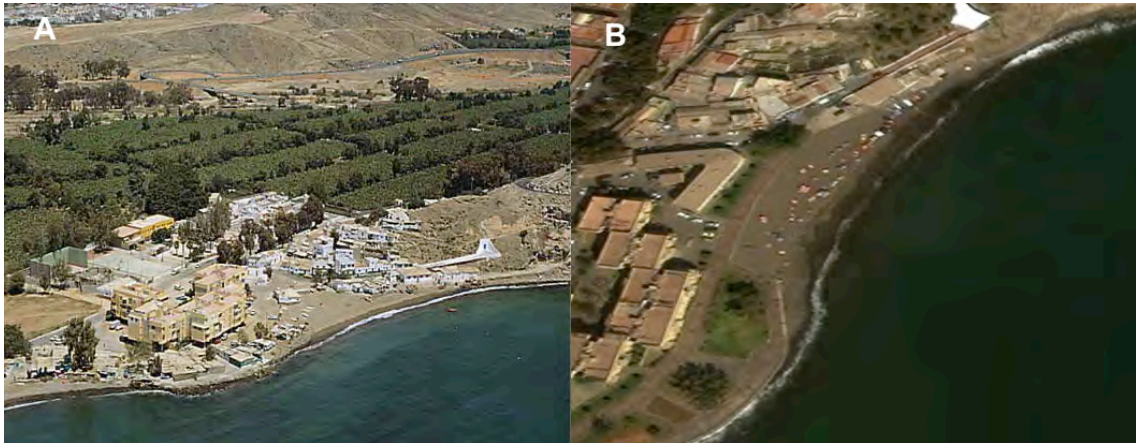


Figura IV.24. Playa de Santa Águeda (A. Zona en 1995; B. Zona en 2011 (Image © 2011 GRAFCAN)).



Figura IV.25. Playa de Guaneguín (A. Zona en 1995; B. Zona en 2011 (Image © 2011 GRAFCAN)).

IV.2.3. Toma de muestras

La toma de las muestras para los análisis fitoplanctónicos, de clorofila-*a* y de nutrientes se realizó con una botella Niskin, tomando las muestras a cinco metros de profundidad, y con una separación aproximada entre estaciones de 0,5-1 milla. Las muestras de agua se almacenaron en botellas de 200 mL, fijando “*in situ*” las muestras para fitoplancton con una solución de Lugol concentrado para así preservar las células; para el análisis de clorofila-*a*, se filtraron 4.5 L de agua con filtros de fibra de vidrio Whatman GF/F de 47mm, los cuales se mantuvieron en congelación hasta su análisis al igual que las muestras para nutrientes.

IV.2.4. Determinación de la concentración de nutrientes y clorofila-*a*

Con respecto a los nutrientes en el agua, se midió la concentración de fosfatos (Método propuesto por Murphy y Riley ligeramente modificado por Koroleff (1983a)), nitratos (Método Grasshoff (1983)) y silicatos (Método propuesto por Koroleff (1983b)). La determinación de la biomasa (concentración de clorofila-*a*) se realizó mediante el método descrito por Jeffrey & Humphrey (1975) para la determinación de la clorofila *a, b* y *c*, y carotenos.

IV.2.5. Identificación y recuento del fitoplancton

Se realizó siguiendo el procedimiento descrito en Materiales y Métodos Generales.

IV.2.6. Análisis estadístico

Se realizó siguiendo el procedimiento descrito en Materiales y Métodos Generales.

IV.3. RESULTADOS

IV.3.1. Variables físico-químicas

Las variables físico-químicas presentaron una fluctuación moderada de acuerdo al periodo de muestreo; la temperatura (ANOVA=0.003; $p < 0.05$) osciló entre valores más altos durante las épocas de verano y otoño, que son más bajas en invierno y primavera, es así que el máximo valor de temperatura se presentó a principio de otoño (23.83 °C, muestreo de Octubre 94), mientras la temperatura mínima se registró a finales del invierno (18.10 °C, muestreo Marzo 95). La salinidad presentó muy poca variabilidad durante el muestreo, siendo los valores máximo y mínimo de 36.80 g L⁻¹ y 36.20 g L⁻¹, respectivamente (Figura IV.26, Tabla IV.1).

El pH tuvo un comportamiento similar a la salinidad ya que presentó poca variabilidad temporal, observándose un valor máximo de 8.75 y un valor mínimo de 8.17. Por otra parte, el oxígeno disuelto (ANOVA=0.000; $p < 0.05$) presentó una fluctuación temporal, registrando los valores más bajos entre los meses de junio del 94 y diciembre del mismo año, para aumentar en los meses invernales del 95, y volver a descender hacia julio del 95. Los valores mínimos (5.4 mg L⁻¹) y máximos (11.6 mg L⁻¹) del oxígeno disuelto se presentaron en los meses de diciembre del 94 y abril del 95, respectivamente (Figura IV.26, Tabla IV.1).

IV.3.2. Nutrientes

Durante el periodo de muestreo, los silicatos (ANOVA=0.000; $p < 0.05$), nitratos (ANOVA=0.000; $p < 0.05$) y fosfatos (ANOVA=0.000; $p < 0.05$), presentaron una tendencia a aumentar entre los meses de verano, otoño e invierno, para disminuir considerablemente hacia finales del invierno principios de la primavera (Figura IV.27, A). Estacionalmente, los nutrientes fueron predominantes en las estaciones ubicadas

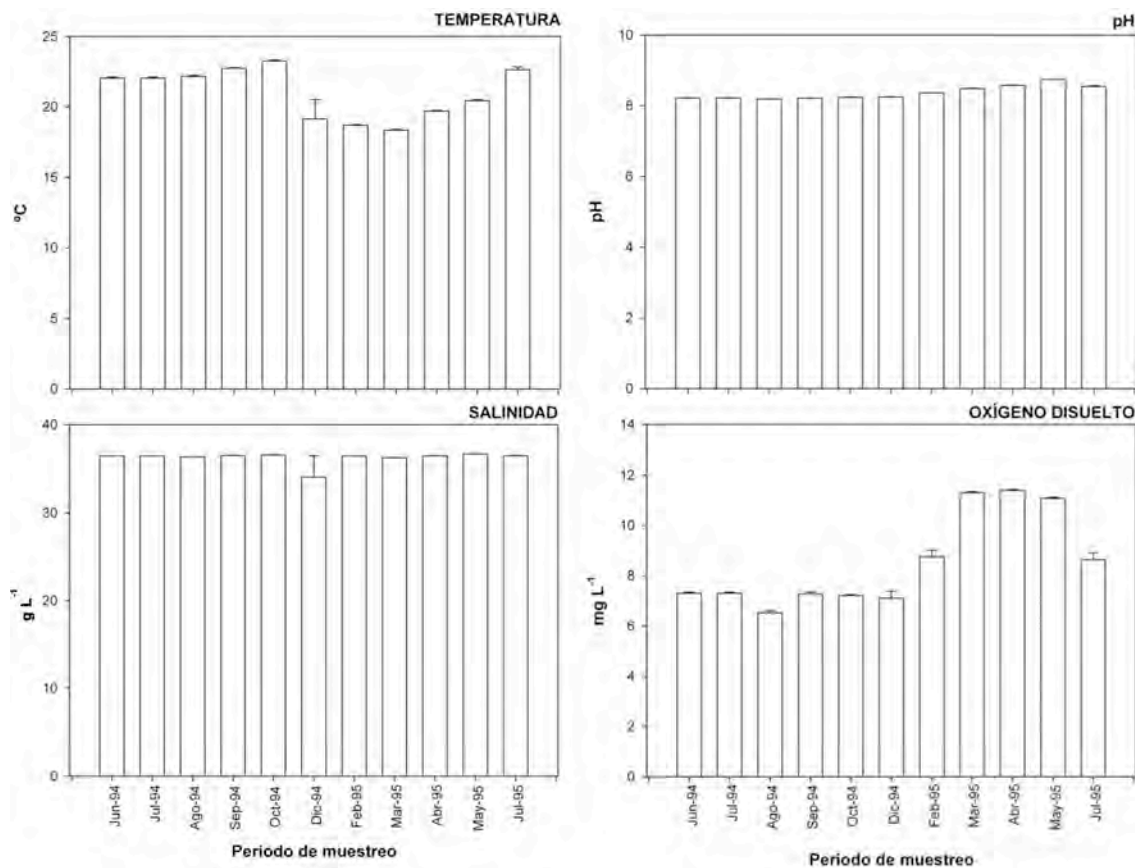


Figura IV.26. Variación temporal de los parámetros físico-químicos temperatura, salinidad, pH y oxígeno disuelto en el muestreo del litoral del Municipio de San Bartolomé de Tirajana.

Tabla IV.1 Estadística descriptiva de los grupos plantónicos y las variables ambientales obtenidos en el muestreo del litoral del Municipio de San Bartolomé de Tirajana.

	Mínimo	Máximo	Media	Error típico de la Media
Diatomeas	1	1189	111.09	11.02
Dinoflagelados	2	91	18.40	1.41
Clorofíceas	0	11	0.56	0.12
Cianofíceas	0	17	0.24	0.11
Coccolitofóridos	0	1	0.04	0.01
Silicoflagelados	0	7	0.45	0.07
Tintinnidos	0	42	3.77	0.45
Temperatura (°C)	18.10	23.83	21.03	0.18
Salinidad (ppm)	36.20	36.80	36.29	0.22
pH	8.17	8.75	8.32	0.05
Oxígeno (mg L ⁻¹)	5.4	11.6	7.93	0.20
Clorofila- <i>a</i> (mg m ⁻³)	0.00339	0.66332	0.10244	0.00808
Feopigmentos (mg m ⁻³)	0.00264	1.08559	0.04739	0.00997
Silicatos (μmol L ⁻¹)	0.0250	2.7117	0.3991	0.0331
Nitratos (μmol L ⁻¹)	0.0043	1.3098	0.1131	0.0170
Fosfatos (μmol L ⁻¹)	0.0018	1.1878	0.1129	0.0122

en el centro del litoral del Municipio de San Bartolomé, es decir, de la estación 5 a la estación 10 (Figura IV.27, B). Los valores mínimo y máximo de los nutrientes fueron para los silicatos, 0.0250 y 2.7117 $\mu\text{mol L}^{-1}$, para los nitratos, 0.0043 y 1.3098 $\mu\text{mol L}^{-1}$, y para los fosfatos, 0.0018 y 1.1878 $\mu\text{mol L}^{-1}$ (Tabla IV.1).

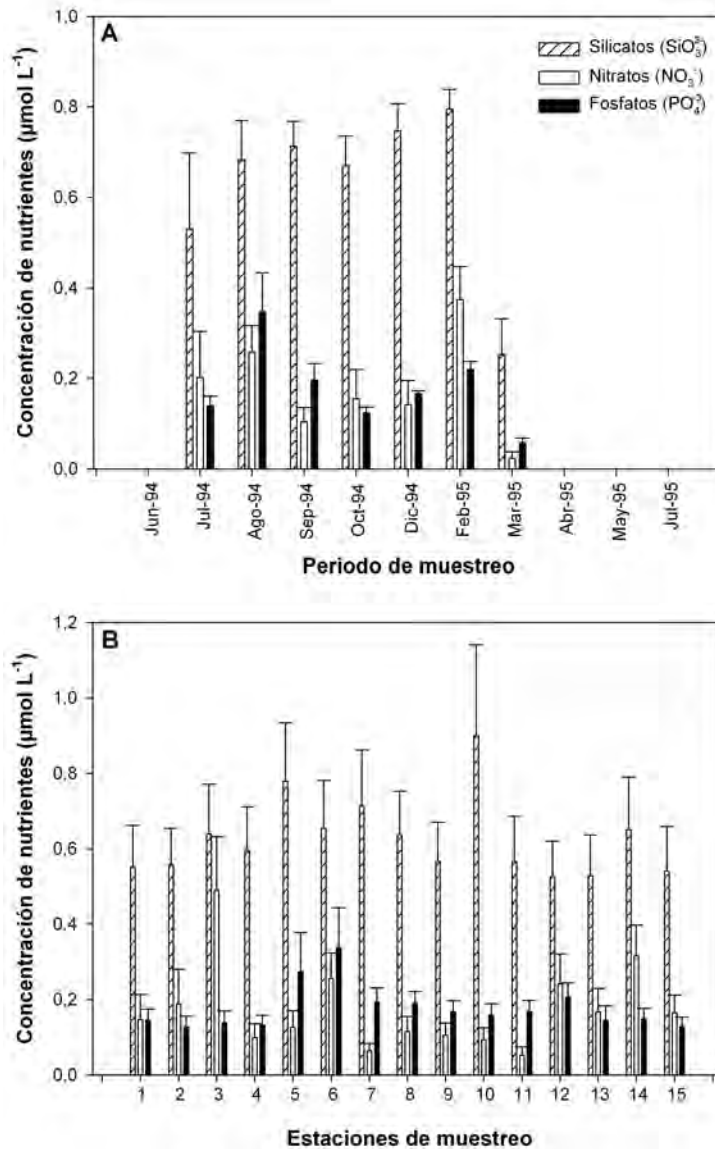


Figura IV.27. Medias de la concentración de nutrientes tanto a nivel temporal como espacial en el muestreo realizado en el litoral del Municipio de San Bartolomé de Tirajana (en cada barra se representa el error estándar).

IV.3.3. Organismos planctónicos, especies frecuentes y biomasa fitoplanctónica

Dentro de los grupos fitoplanctónicos se identificaron 210 especies (Anexo 2), de las cuales 164 correspondieron al grupo de las Diatomeas, 41 a los Dinoflagelados,

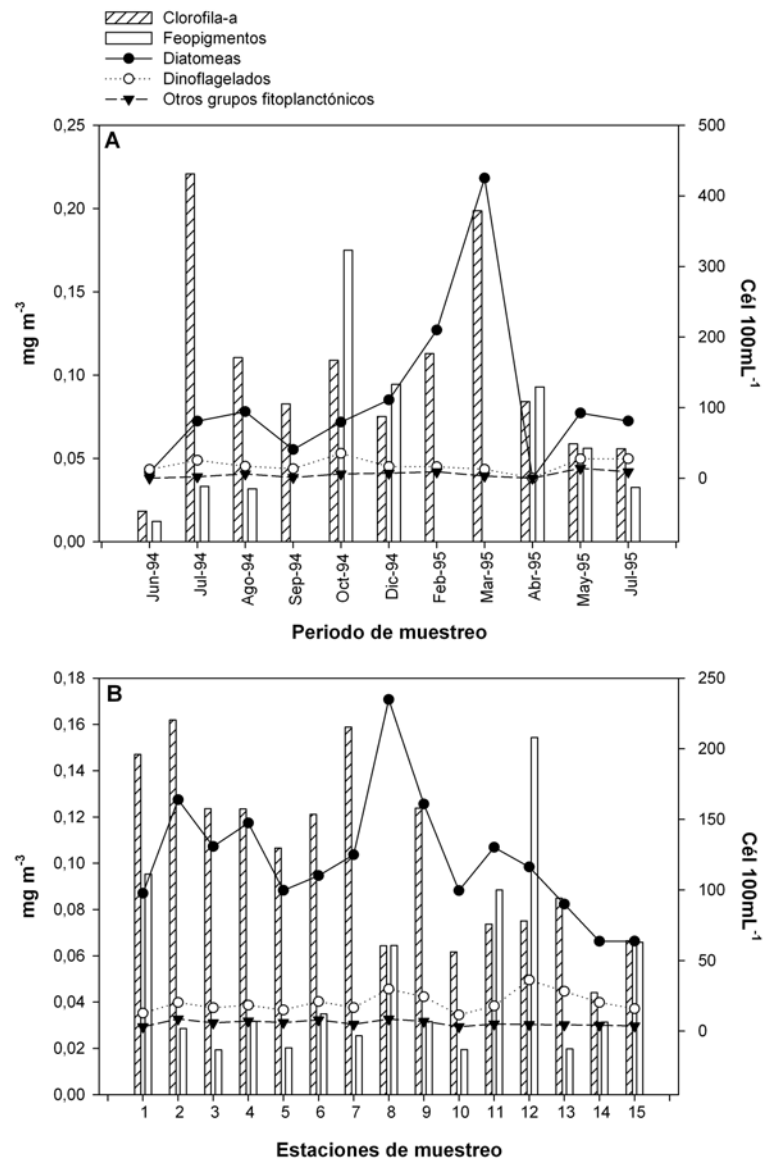


Figura IV.28. Distribución espacial y temporal de la media de la concentración de clorofila-a, feopigmentos y los grupos fitoplanctónicos Diatomeas, Dinoflagelados y Otros (Clorofíceas, Cianofíceas, Cocolitofóridos, Silicoflagelados y Tintinnidos) durante el muestreo en el litoral del Municipio de San Bartolomé de Tirajana.

y las restantes 5 especies correspondieron a los grupos de Clorofíceas, Cianofíceas, Cocolitofóridos, Silicoflagelados y Tintinnidos. Los dos primeros grupos, las diatomeas (ANOVA=0.000; $p < 0.05$) y los dinoflagelados (ANOVA=0.000; $p < 0.05$), representaron las agrupaciones fitoplanctónicas dominantes tanto en cada punto de muestreo como en el tiempo del estudio (Figura IV.28). La diversidad de especies en cada estación de muestreo presentó abundancias superiores a las 80 especies por sitio de muestreo, observando la mayor abundancia en la estación 6 y los valores mínimos en la 10 (Figura IV.29).

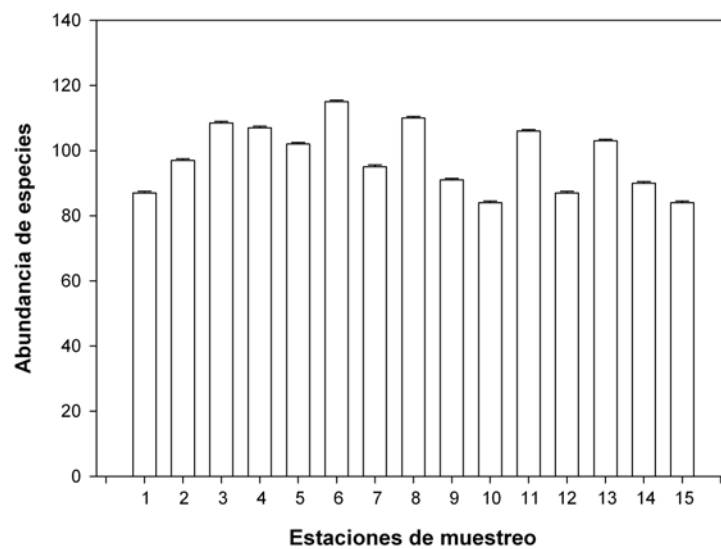


Figura IV.29. Abundancia de especies en cada punto de muestreo en el litoral del Municipio de San Bartolomé de Tirajana.

Las especies frecuentes respecto a las estaciones de muestreo correspondieron a los grupos de las diatomeas (*Chaetoceros* sp, *Coscinodiscus* sp, *Diploneis* sp, *Nitzschia closterium*, *Nitzschia seriata*, *Nitzschia* sp, *Navicula* sp, *Rhizosolenia stolterforthii*, Diatomeas no identificadas), los dinoflagelados (*Gonyaulax* sp, *Gymnodinium* sp, *Protoperdinium* sp) y los tintinnidos. De dichas especies, *Nitzschia closterium*, *Nitzschia* sp y *Navicula* sp estuvieron presentes en todos los sitios muestreados.

La clorofila-*a* (ANOVA=0.000; $p < 0.05$) y la concentración de feopigmentos (ANOVA=0.000; $p < 0.05$), presentaron tendencia a que a mayor concentración de

clorofila-*a*, menor concentración de feopigmentos. Además, se observaron picos de clorofila-*a* en los meses de julio del 94 y marzo del 95, que en ambos casos, coinciden con el aumento en la concentración de células de las diatomeas (Figura IV.28, A). De acuerdo a la distribución espacial (Figura IV 28, B), se observó que las estaciones con orientación sur-este y sur presentaron las mayores concentraciones de clorofila-*a*. Los valores máximos de clorofila-*a* y feopigmentos fueron de 0.66332 y 1.08559 mg m⁻³, respectivamente, mientras que los valores mínimos fueron de 0.00339 y 0.00264 mg m⁻³, respectivamente (Tabla IV.1).

IV.3.4. Índices de diversidad

Los índices de diversidad de Shannon (H) y de dominancia de Simpsons (D) reflejaron una alta diversidad del fitoplancton con una baja dominancia de especies, además, con una tendencia inversa, cuando uno aumentaba el otro disminuía, como se observa en la figura IV.30, que muestra tanto la tendencia espacial como temporal de los índices. Se observó un aumento de la diversidad hacia los meses invernales disminuyendo paulatinamente en primavera. Estacionalmente, el punto 1 presentó la máxima diversidad (H= 5.491 bits cél⁻¹) y mínima dominancia (D= 0.038 bits cél⁻¹), mientras en la estación 6, se observaron los valores de menor diversidad (H= 5.020 bits cél⁻¹) y mayor dominancia (D= 0.054 bits cél⁻¹) (Figura IV. 30).

IV.3.5. Relación entre variables ambientales y organismos fitoplanctónicos

Al correlacionar los grupos algales con las variables ambientales y químicas, se identificaron varias diferencias significativas ($p < 0.001$; $p < 0.005$). Las diatomeas ($R^2 = 0.928$) presentaron diferencias significativas positivas con todos los grupos planctónicos excepto las cianofíceas, y con las concentraciones de clorofila-*a*, silicatos, nitratos y fosfatos; la correlación significativa con el oxígeno disuelto fue negativa. Al igual que las diatomeas, para los dinoflagelados ($R^2 = 0.897$) se observaron diferencias significativas positivas con los demás grupos de microalgas, con la excepción de los

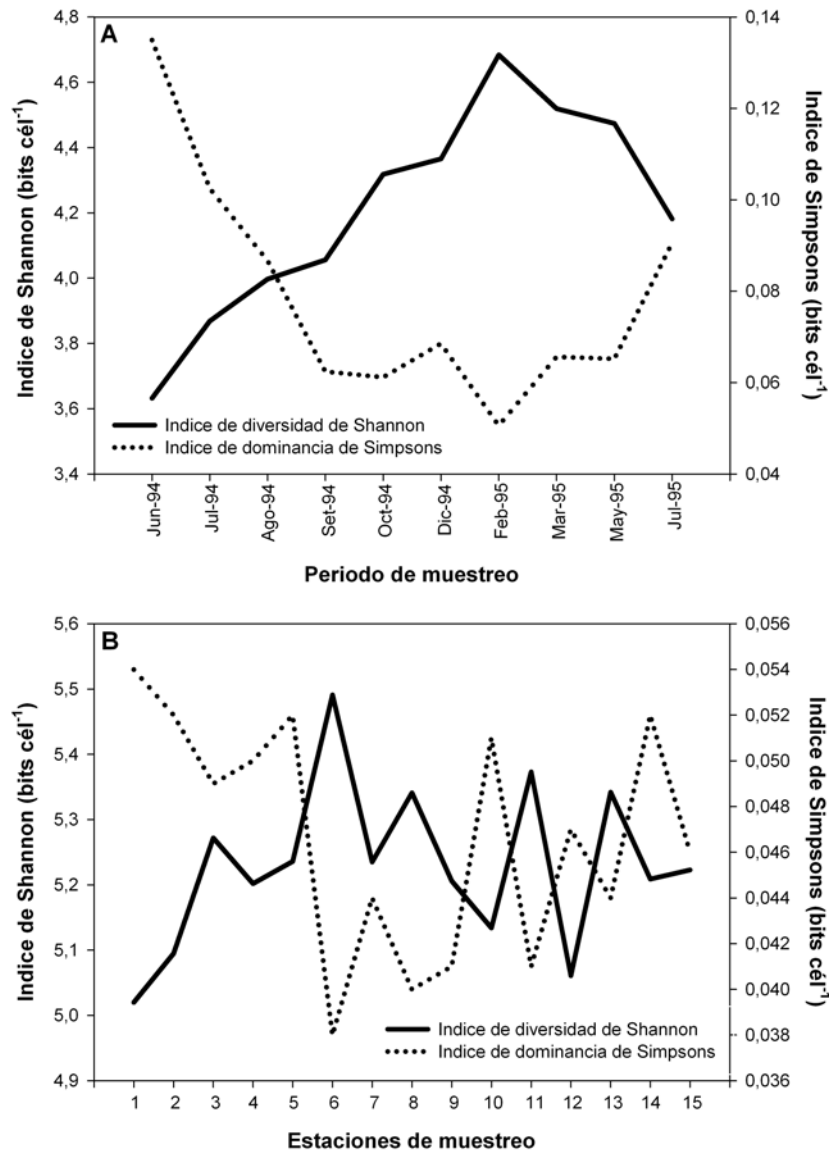


Figura IV.30. Índices de diversidad de Shannon y de dominancia de Simpson para las estaciones de muestreo en el litoral del Municipio de San Bartolomé de Tirajana.

cocolitofóridos, y con las concentraciones de los nutrientes. Por otro lado, la clorofila-*a* ($R^2=0.456$) presentó una correlación negativa con la concentración de feopigmentos y el oxígeno disuelto, mientras las variables físico-químicas temperatura ($R^2=0.982$), salinidad ($R^2=0.999$) y pH ($R^2=0.998$) mostraron correlaciones positivas entre si (Tabla IV.2).

Tabla IV.2. Correlación de Pearson entre los diferentes grupos plantónicos y las variables ambientales de las 15 estaciones de muestreo en el Municipio de San Bartolomé de Tirajana. (*. La correlación es significativa al nivel de 0.05 (bilateral); **. La correlación es significativa al nivel de 0.001 (bilateral)).

	Diató	Dino	Cloro	Ciano	Cocoli	Silico	Tin	T	S	pH	O ₂	Clo-a	Feopig	Si	N	P
Diató	1															
Dino	0.819**	1														
Cloro	0.169*	0.290**	1													
Ciano	0.064	0.178*	0.321**	1												
Cocoli	0.176*	0.057	-0.106	-0.060	1											
Silico	0.383**	0.200*	0.141	0.340**	0.161*	1										
Tin	0.555**	0.517**	0.154	0.000	-0.076	0.168*	1									
T	-0.102	0.016	-0.060	0.043	-0.005	-0.040	-0.074	1								
S	-0.041	-0.027	-0.063	0.022	0.018	0.044	-0.064	0.955**	1							
pH	-0.037	-0.032	-0.016	0.041	0.011	0.073	-0.063	0.932**	0.994**	1						
O₂	-0.294**	-0.078	0.176*	0.100	-0.213*	-0.107	0.069	0.347**	0.311**	0.324**	1					
Clo-a	0.297**	0.148	-0.163	-0.042	0.106	0.120	0.031	0.003	0.055	0.047	-0.289**	1				
Feopig	-0.055	0.054	-0.002	-0.040	0.053	-0.095	0.106	0.070	0.035	0.033	0.090	-0.165*	1			
Si	0.384**	0.314**	-0.236**	-0.072	0.170*	-0.038	0.252**	-0.054	-0.081	-0.145	-0.178*	0.171*	0.057	1		
N	0.267**	0.226**	-0.138	-0.002	-0.063	-0.051	0.263**	0.016	0.024	-0.011	-0.027	0.157	-0.082	0.339**	1	
P	0.318**	0.273**	-0.235**	-0.084	-0.008	-0.049	0.317**	-0.009	-0.037	-0.090	-0.045	0.159	-0.003	0.618**	0.493**	1

Abreviaturas: Diató: Diatomeas; Dino: Dinoflagelados; Cloro: Clorofíceas; Ciano: Cianófitas; Cocoli: Cocolitofóridos; Silico: Silicoflagelados; Tin: Tintinnidos; T: Temperatura; S: Salinidad; pH: pH; O₂: Oxígeno disuelto; Clo-a: Clorofila-a; Feopig: Feopigmentos; Si: Silicatos; N: Nitrógeno; P: Fosfatos.

IV.3.6. Análisis de Correspondencias Canónicas (CCA) y de Redundancia (RDA)

El análisis de correspondencias canónicas reflejó de que manera la dinámica de los factores físico-químicos estudiados agrupan las diferentes estaciones de muestreo. Las estaciones 1, 2, 3 y 4 se asociaron principalmente con la dinámica de la salinidad y la clorofila-*a*, variables que fueron superiores en estas estaciones; las estaciones 5, 6, 7, 9, 10 y 11 presentaron una asociación de acuerdo a la concentración de silicatos ya que en estos puntos se observó los valores superiores de este nutriente; el oxígeno disuelto y la concentración de feopigmentos que presentaron las mayores concentraciones principalmente en las estaciones 8, 12, 13, 14 y 15, son los factores físico-químicos que asocian primariamente a estas estaciones (Figura IV.31).

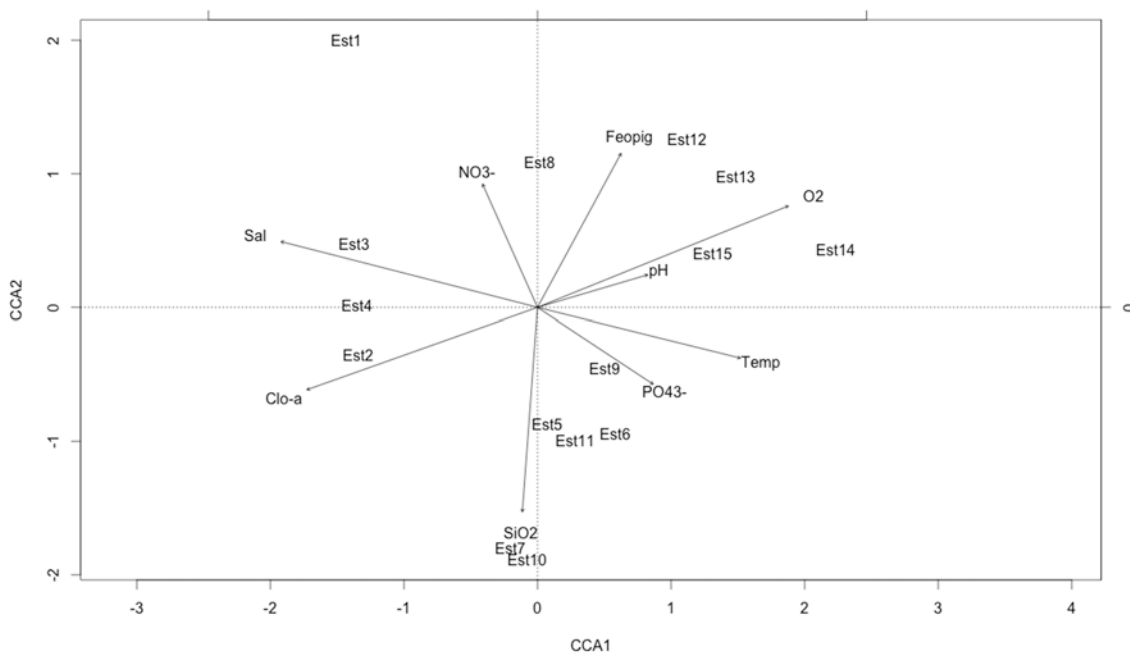


Figura IV.31. Análisis de Correspondencias Canónicas (CCA) entre las variables abióticas y las estaciones de muestreo en el litoral del Municipio de San Bartolomé de Tirajana.

En el análisis de redundancia para determinar que factores ambientales contribuyen a explicar la variabilidad de las especies frecuentes, se pudo observar que especies todas las especies frecuentes de dinoflagelados (*Gonyaulax* sp, *Gymnodinium* sp, *Protoberidinium* sp) y diatomeas (*Chaetoceros* sp, *Coscinodiscus* sp, *Diploneis* sp, *Nitzschia closterium*, *Nitzschia seriata*, *Nitzschia* sp, *Navicula* sp, *Rhizosolenia stouterforthii*), se ven asociadas principalmente por el comportamiento de la temperatura, la salinidad y la concentración de clorofila-*a* (Figura IV.32).

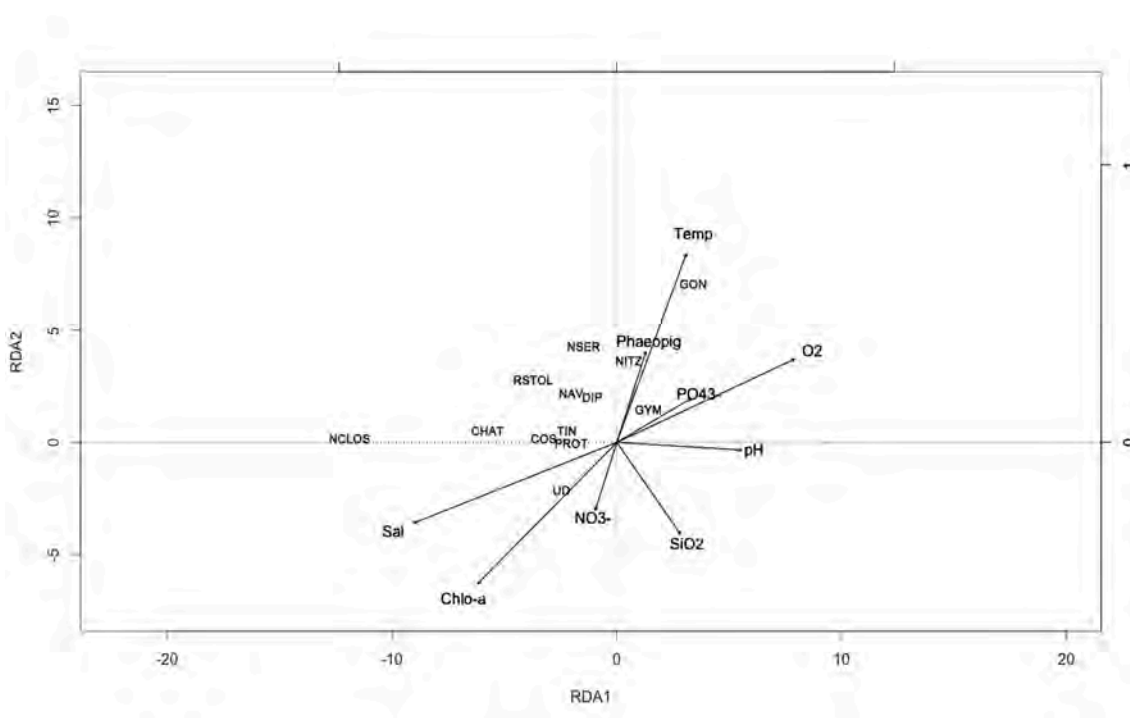


Figura IV.32. Análisis de Redundancia (RDA) entre las variables bióticas, las variables abióticas y las estaciones de muestreo en el litoral del Municipio de San Bartolomé de Tirajana.

IV.4. DISCUSIÓN

IV.4.1. Variables físico-químicas y nutrientes

Este trabajo evidenció una variabilidad temporal entre la mayoría de los datos obtenidos; la temperatura presentó un comportamiento similar al obtenido por otros autores en estudios en las aguas de Gran Canaria. Schmoker (2010) determinó para el norte de la isla de Gran Canaria (GC) que la temperatura del agua era superior a 22 °C hacia noviembre, disminuyendo temperaturas por debajo de los 20 °C en enero, lo cual coincide con lo observado en este trabajo donde las mayores temperaturas se dieron en el mes de octubre y las mínimas en marzo. Al comparar datos de productividad entre una zona costera (suroeste de GC) y aguas oceánicas (Aristegui *et al.* 1989), comprobar la influencia de los giros ciclónicos y anticiclónicos sobre la concentración de clorofila (Aristegui *et al.* 1997), y determinar ciclo planctónico estacional (Aristegui *et al.* 2001) (todos los estudios hechos en aguas circundantes de la isla de Gran Canaria), también se determinó un comportamiento de bajas temperaturas en las aguas para los meses invernales con un aumento posterior de las mismas. La salinidad mostró un comportamiento similar a lo observado por Llinás *et al.* (1993, 1994, 2002) tanto en los alrededores de cada una de las islas canarias como para la zona de norte de las mismas, donde la concentración salina de la capa superficial del agua osciló entre 36.0 y 36.6, similar a lo obtenido en este trabajo.

El carácter oceánico de las islas canarias junto con la falta de fuentes de agua dulce que desemboquen en la costa, como por ejemplo ríos, puede influir en la estabilidad de la salinidad y el pH obtenido en este estudio, ya que no hay una fuente de dilución masiva de las aguas, que altere la composición química de las mismas, como sucede en las aguas de la Bahía de Bengala, India, donde el influjo de agua dulce de los ríos adyacentes baja la salinidad y promueve la entrada de metales alcalinos que inciden en el aumento del pH (Choudhury and Pal 2010).

Los valores de concentración de oxígeno disuelto (DO) en las aguas canarias no superaron 12 mg L⁻¹, similar a lo observado en dos puntos de la costa de la Isla de

Mallorca, en el Mediterráneo, donde encontraron valores entre 3.7 a 10.7 mg L⁻¹ (Puigserver *et al.* 2002). Además, los valores máximos de DO coincidieron con las mayores concentraciones de diatomeas, lo que sugiere al DO como una medida de la actividad fotosintética del fitoplancton (Choudhury and Pal 2010).

La media de la concentración de nutrientes en el área de estudio en este trabajo coinciden con los valores medios encontrados para la zona del sur de la Isla de Gran Canaria por Llinás *et al.* (1993), donde dichos valores estaban por debajo de 1.0 µmol por litro y se dio una tendencia similar en función de una menor concentración de nitratos y fosfatos con relación a la cantidad de silicatos, siendo este último el nutriente más abundante. Esto último también se evidenció en un estudio realizado en dos sistemas litorales de la isla de Mallorca en el Mar Mediterráneo, donde en las aguas superficiales de la isla se encontraron valores bajos de fosfatos y nitratos, y valores superiores de silicatos (Puigserver *et al.* 2002). Según Varela & Prego (2003), también en la zona del Puerto de A Coruña los silicatos fueron los nutrientes con la mayor concentración durante su periodo de estudio, y tanto los nitratos como los fosfatos presentaron valores bajos.

Los datos de la concentración de nutrientes han reflejado la condición de sistema oligotrófico de las aguas canarias. Al comparar los resultados de nutrientes con estudios en diferentes partes del mundo, se pudo observar que los resultados obtenidos son muy inferiores. En este trabajo las máximas concentraciones de silicatos, nitratos y fosfatos no superaron los 2.8 µmol L⁻¹, 1.4 µmol L⁻¹ y 1.2 µmol L⁻¹, respectivamente, contrario a lo observado en sistemas como el estuario de Guadiana al suroeste de la Península Ibérica en Portugal donde los valores de silicatos pueden alcanzar máximos de 250 µmol L⁻¹, los nitratos alcanzaron también los 250 µmol L⁻¹ y, los fosfatos presentaron valoraciones hasta un máximo de 8.7 µmol (Barbosa *et al.*, 2010). Según Baytut *et al.* (2010), en la bahía de Samsun en el sur del Mar Negro, las concentraciones de nitratos alcanzan los 5.14 µmol L⁻¹, mientras los fosfatos alcanzaban máximos de 1.84 µmol L⁻¹. En una bahía de Hong Kong (Lie *et al.* 2011) también se observaron altos valores de nutrientes, con rangos entre 12.44-13.96 µmol

en silicatos, 19.04-51.53 μmol en nitratos y, 0.87-3.59 μmol en fosfatos. En todos estos casos vemos valores bastante superiores a los encontrados en Canarias.

En Canarias se ha documentado la variación temporal en la concentración de nutrientes aumentando durante los meses invernales seguida de una fuerte disminución, considerándose que en las aguas superficiales de canarias se da un fenómeno de mezcla únicamente durante el invierno, periodo en que los nutrientes alcanzan los niveles más altos, sin embargo, estos son eliminados rápidamente (Aristegui *et al.* 1989).

La distribución espacial de los nutrientes estuvo relacionada al tipo de uso de la costa en el Municipio de San Bartolomé de Tirajana. Los silicatos mostraron una tendencia a aumentar en áreas donde había presencia de urbanizaciones turísticas, terrenos de cultivo y emisarios submarinos sin depuración de agua, como por ejemplo la zona entre Playa del Cardón y Playa de Tarajalillo, donde se ubican las estaciones 1, 2 y 3. La máxima concentración de silicatos estuvo asociada a la estación 10, la cual corresponde a la Playa de Maspalomas, por lo cual se podría suponer que la alta concentración de silicatos tiene relación con la entrada de agua dulce rica en este compuesto en la zona en periodos de aumento de lluvias que produce una apertura de la Charca de Maspalomas al mar.

Los nitratos mostraron relación principalmente con zonas como el Refugio pesquero del Castillo del Romeral que posee un emisario de aguas residuales sin depuración (estación 2), donde, por tanto, la entrada de contaminantes nitrogenados aumenta relativamente su concentración en el agua marina.

Los fosfatos tuvieron una asociación con sitios de gran impacto residencial turístico, como las zonas de urbanizadas de Playa del Águila y Playa del Besudo (estaciones 5 y 6), donde hay tanto urbanizaciones habitacionales como turísticas, y además hay presencia de un emisario submarino, favoreciendo a la emisión de aguas con elevado contenido de detergentes.

IV.4.2. Diversidad y biomasa fitoplanctónica

La diversidad de la comunidad fitoplanctónica en el sur de Gran Canaria refleja un importante grupo de organismos, pertenecientes principalmente, a las diatomeas y dinoflagelados, es decir, los grupos de algas microscópicas marinas más importantes en ecosistemas acuáticos. Haroun *et al.* (2003) y Gil-Rodríguez *et al.* (2003), en un listado de organismos fitoplanctónicos en todas las Islas Canarias, identificaron para las aguas de las Islas Canarias microalgas agrupadas en las Divisiones Cyanophycota, Baciollariophyta y Dinoflagellata.

Al igual que en otras zonas costeras, en este trabajo se encontró una mayor concentración de diatomeas (Yung *et al.* 1997, Yung *et al.* 2001, Koenig *et al.* 2003, Resende *et al.* 2007, Pannard *et al.* 2008, Härnström *et al.* 2009, Zarei-Darki 2009, Baytut *et al.* 2010, Lie & Wong 2010, Varona-Cordero *et al.* 2010, Lie *et al.* 2011, Muniz *et al.* 2011) que de los otros grupos fitoplanctónicos identificados, siendo los dinoflagelados el siguiente grupo en cantidad de especies presentes. Para una zona costera de la Península de Yucatán, México, encontraron que del total de las 189 especies de microalgas identificadas, las diatomeas fueron los organismos dominantes. Esta misma dinámica se observó en el Pacífico colombiano, donde de 218 especies fitoplanctónicas identificadas, las diatomeas fueron el grupo más diverso con 137 especies, y los dinoflagelados con 73 especies (Peña & Pinilla, 2002). En el Puerto A Coruña, en Galicia, se identificaron 110 especies de las cuales el 60% fueron diatomeas, mientras los dinoflagelados correspondieron al 25% (Varela & Prego, 2003). Según Simon *et al.* (2009), las diatomeas y los dinoflagelados, representan algunos de los grupos más diversos en los ecosistemas marinos, lo cual coincide con los resultados de este trabajo.

Dentro de las especies identificadas como frecuentes en este trabajo, *Coscinodiscus* sp, *Protoperidinium* sp, *Chaetoceros* sp *Navicula* sp y *Nitzschia* sp han sido previamente mencionadas como especies recurrentes en las aguas canarias (Ojeda 1996, Medina *et al.* 1998), además de ser especies frecuentes en estudios realizados en las costas del Mar de Arabia (Härnström *et al.* 2009) en el Mar Negro (Petrov *et al.* 2010) y en el Mar Caspio (Zarei-Darki 2009); en este último caso también

se encontró como especie frecuente *Nitzschia closterium*, organismo que también fue recurrente en la comunidad fitoplanctónica del Puerto de Suape en Brasil (Koenig *et al.* 2003). Además *Navicula* sp y *Nitzschia* sp, junto con *Diploneis* sp se han descrito como especies epibiontes sobre animales marinos como el hidriode *Eudendrium racemosum* (Romagnoli *et al.* 2007). Diversos estudios mencionan *Chaetoceros* sp, *Gymnodinium* sp y *Protoberidinium* sp, como especies frecuentes y dominantes (Vila & Masó 2003, Lie *et al.* 2010, O'Boyle and Silke 2010, Lie *et al.* 2011). Los tintinnidos, también presentaron una alta frecuencia en las muestras, lo cual según David *et al.* (2007), es común en aguas costeras. La mayoría de las especies frecuentes en las estaciones de muestreo son organismos con una distribución cosmopolita, no obstante, se han identificados también como organismos presentes en agua de lastre de los barcos en diferentes partes del mundo. En el puerto de Koper (Eslovenia) se identificaron como parte de la diversidad en el agua de lastre las especies de diatomeas *Chaetoceros* sp, *Coscinodiscus* sp, *Diploneis* sp, *Navicula* sp, *Nitzschia* sp, los dinoflagelados *Gymnodinium* sp y *Protoberidinium* sp, y los tintinnidos (David *et al.* 2007); de diversas especies de *Coscinodiscus* sp y *Gymnodinium* sp, se han considerado como especies alóctonas en las aguas europeas (Gómez 2008).

La concentración de clorofila representa la medida en que la comunidad fitoplanctónica responde al enriquecimiento de las aguas por entrada de nutrientes (Devlin *et al.* 2007; Spatharis & Tsirtsis 2010). En este trabajo, la concentración de clorofila-*a* observada coincide con lo reportado por Arístegui *et al.* (1997), quienes encontraron concentraciones que no excedieron los 0.5 mg m^{-3} , lo cual concuerda con lo registrado en este trabajo, y que es algo típico de las aguas oligotróficas del archipiélago. Esto también coincide con lo expuesto por Ignatiades (1998, 2005), quien determinó para el mar Egeo, considerado una de las zonas más empobrecidas del Mar Mediterráneo, concentraciones de clorofila-*a* entre $0.135\text{-}0.143 \text{ mg m}^{-3}$, además de determinar rangos tróficos a partir de la clorofila-*a* donde concentraciones entre $0.21\text{-}0.83 \text{ mg m}^{-3}$ corresponderían a aguas oligotróficas, para aguas mesotróficas $0.49\text{-}1.06 \text{ mg m}^{-3}$ y en aguas eutróficas $1.43\text{-}2.54 \text{ mg m}^{-3}$.

-

El pico de biomasa encontrado en el mes de marzo se corresponde con el denominado “*pico de primavera*”, y que ha sido documentado alrededor de Gran Canaria (Arístegui *et al.*, 1997; Arístegui *et al.*, 2001; Arístegui & Montero, 2005), que señalan que en las aguas subtropicales los picos de biomasa comienzan cuando se da la ruptura de la termoclina debido al aumento de las temperaturas en superficie a finales del invierno, provocando el afloramiento de nutrientes en las aguas superficiales de la zona eufótica, afectando tanto a aguas oceánicas como a las aguas costeras, y permitiendo de esta manera condiciones óptimas de nutrientes para la proliferación del fitoplancton (Arístegui *et al.* 2001).

El rango de concentración de la clorofila-*a* y de los feopigmentos en aguas canarias, confirma el estatus oligotrófico de las mismas; al comparar los datos obtenidos en este estudio con otro trabajo realizado en zonas costeras, que al igual que el área de estudio presentan una alta influencia humana, se observó una clara diferencia entre los niveles tróficos del litoral. Para la zona costera de Montevideo (Uruguay) adyacente al Río de la Plata, Muniz *et al.* (2011) determinó concentraciones de clorofila-*a* entre 3.87 mg m⁻³ y 23.09 mg m⁻³, y de feopigmentos entre 17.56 mg m⁻³ y 117.51 mg m⁻³, considerando estos valores como altos y similares a otras áreas costeras eutrofizadas, sugiriendo para la costa uruguaya se encuentra en estado de intensificación del proceso de eutrofización (los resultados son muy superiores a lo obtenidos en la costa sur de Gran Canaria).

La disposición oceánica de las Islas Canarias, promueve que las características de las aguas sean de bajas concentraciones de nutrientes y por consiguiente de niveles bajos de biomasa. Según Cloern and Jassby (2008), sistemas con bajas concentraciones de clorofila-*a*, como por ejemplo la costa Mediterránea y el Golfo de Aqaba, se caracterizan por ser medios marinos oligotróficos adyacentes a paisajes costeros con bajos niveles de escorrentía de nutrientes, mientras valores altos de biomasa son indicadores de ecosistemas donde hay eventos de enriquecimiento de nutrientes debido a diversos factores como entrada de nitrógeno y fósforo por afloramientos costeros, escorrentía, descargas de aguas residuales o de agricultura y

-
deposición atmosférica, como por ejemplo, la Bahía de Chesapeake o el estuario del Río Neuse (ambos en Estados Unidos).

Los índices de diversidad de Shannon (H) y de dominancia de Simpson (D) mostraron tendencia a una alta diversidad y baja dominancia, lo cual es característico de zonas oligotróficas (Reynolds 2006), donde los valores de diversidad son superiores a zonas eutrofizadas. Ya señalamos en el apartado anterior que según Margalef (1986), los valores de diversidad en ecosistemas marinos oscila entre 1 y 2,5 bits en áreas costeras, y entre 3,5 y 4,5 bits en zonas oceánicas; en este trabajo los valores sobrepasaron los 5 bits cél^{-1} , lo que indica que a pesar de hacer los muestreos en la zona costera, la influencia de la ubicación oceánica de las islas incide de manera evidente en la biodiversidad fitoplanctónica del archipiélago, lo cual se confirma al comparar los datos con un ecosistema costero continental (Puerto Suape, Pernambuco, costa Atlántica de Brasil), donde los valores de diversidad estuvieron alrededor de 3 bits cél^{-1} (Koenig *et al.* 2003). También, en este trabajo, el máximo valor de diversidad coincide con la mayor abundancia de especies, ambos en la estación de muestreo 6, lo que concuerda con lo observado por Choudhury and Pal (2010) en la Bahía de Bengala en la costa este de la India, donde los máximos valores de diversidad y riqueza de especies ocurrieron en el mismo muestreo.

Al correlacionar todas las abundancias de los diferentes grupos fitoplanctónicos con respecto las variables físico-químicas, se pudo observar una correlación positiva entre la concentración de diatomeas y la clorofila, algo observado también en las aguas de una bahía semi-cerrada de Hong Kong (Lie *et al.* 2011), y lo cual es producto de la mayor abundancia de diatomeas con respecto a los otros grupos del fitoplancton. Tanto las diatomeas como los dinoflagelados y los tintinnidos presentaron una correlación positiva con todos los nutrientes analizados; de acuerdo a la dinámica del fitoplancton en las aguas costeras la concentración de nutrientes es un factor fundamental para su desarrollo (Zingone *et al.* 2010), y por lo tanto, en las aguas canarias sugiere una buena capacidad de estas microalgas para la asimilación de los nutrientes. En el caso de los silicatos, representan un nutrientes limitante para las diatomeas, ya que es un componente de la pared celular (Smith & Smith 2001).

La correlación negativa entre la concentración de clorofila-*a* y las diatomeas con el oxígeno disuelto sugiere que la biomasa algal no tiene una influencia importante sobre los niveles de oxígeno en las aguas del sur de Gran Canaria, lo que es similar a lo obtenido por Yung *et al.* (1999), quien no encontró diferencias significativas entre estos parámetros en el Puerto de Victoria, Hong Kong. La correlación positiva entre la temperatura, salinidad y pH se debe a que son factores físico-químicos que se relacionan a partir de la densidad del agua e interactúan de acuerdo a los cambios en uno u otro factor; según Hernández-Ayón *et al.* (2003) en las aguas de la Antártida el pH se tuvo una buena correlación con la salinidad, mientras en aguas de Baja California (México) este estuvo correlacionado positivamente con la temperatura, de manera que la dinámica del pH depende de que factor domine la densidad del agua.

De acuerdo al análisis de correspondencias canónicas, se comprobó de que manera la posición geográfica de las estaciones juega un papel importante en el litoral del Municipio de San Bartolomé de Tirajana, aglomerando las estaciones en 3 grandes grupos. El primer grupo corresponde a las estaciones de la 1 a la 4 las cuales tienen con dirección sur-este y son los puntos donde las concentraciones de clorofila-*a* fueron superiores y se encuentran asociados a una zona industrial, agrícola y a la presencia de varios emisarios submarinos; el segundo conjunto de estaciones (puntos entre 5 y 11) se direcciona hacia el sur y correspondería a una zona con las mayores concentraciones de silicatos y que se encuentran asociadas a zonas de uso urbanístico y para turismo; el tercer grupo asocia las estaciones 8 (con dirección sur) y las estaciones 12-15 (con dirección sur-oeste) de acuerdo a las mayores concentraciones de feopigmentos, los cuales según Muñiz *et al.* (2011) pueden estar relacionados a la deposición en las aguas de desecho y aguas de industrias sin tratamiento, lo cual en este caso coincidiría ya que en la zona hay una fábrica de cemento y varios emisarios submarinos sin depuración de las aguas.

El análisis de redundancia refleja de que manera la dinámica de las especies consideradas como frecuentes tiene una relación con las condiciones ambientales presentes en el agua. La reciprocidad de las especies frecuentes con la biomasa y variables ambientales como la temperatura y salinidad del agua se explica ya que estos

-
factores, en combinación con la disponibilidad de luz y la concentración de nutrientes, favorecen el crecimiento del fitoplancton, de producción de biomasa y la composición de especies, por lo tanto, son parámetros considerados como controladores de la comunidad fitoplanctónica (Widdicombe *et al.*, 2010; Aktan, 2011).

CAPÍTULO V Evaluación ambiental de la construcción de un puerto deportivo en la isla de Lanzarote (Marina Rubicón).



V.1. OBJETIVO

En el Municipio de Yaiza, Lanzarote, la construcción de un puerto deportivo con toda la infraestructura que ello representa en una zona con importante actividad urbana, hace necesario determinar el impacto de estas actividades sobre el ecosistema marino circundante, no solamente el impacto de la construcción del dique y la infraestructura de la marina sino el seguimiento posterior una vez comenzada la actividad.

Así, el objetivo de este trabajo fue:

- ⇒ Evaluar la calidad de las aguas costeras durante la construcción de las estructuras de un puerto deportivo a partir del análisis de las variaciones de la comunidad fitoplanctónica y de las alteraciones que se pueden producir en los parámetros ambientales, para determinar los efectos de las obras sobre el medio marino.

V.2. MATERIALES Y MÉTODOS

V.2.1. Descripción de la zona

El Puerto Marina Rubicón se encuentra dentro de un área turística de alta calidad ambiental y paisajística, enfrentando la Isla de Lobos y Fuerteventura (Dunas de Corralejo) y a mitad de camino entre Playa Blanca y Playas de Papagayo, situado en la costa sur de la isla de Lanzarote (Islas Canarias), en el Municipio de Yaiza en la zona denominada Playa Blanca, a Poniente del Castillo de las Coloradas, hito de referencia en la costa, frente a la urbanización Castillo de Águila (Figura V.1).



Figura V.1. Ubicación del Puerto Marina Rubicón, Lanzarote, Islas Canarias.

V.2.2. Descripción del proyecto y de la obra

Las obras objeto del proyecto de construcción del Puerto Deportivo estuvieron integradas por los siguientes unidades principales: a) Dique de defensa, b) espaldón

que se coronó a la coto 5.5 m, c) Contradique, d) Muelles interiores, e) Zona de atraques y f) Otras instalaciones. La superficie total ocupada en tierra fue de 120.892 m² y la superficie de agua abrigada fue de 86.729 m².

La duración de las obras de infraestructura se estimó en 24 meses. La construcción del dique empezó en febrero de 2001 y termino en Febrero de 2002, las obras se extendieron hasta marzo de 2003 (Figura V.2, Figura V.3).



Figura V.2. Proceso de inicial de la construcción de Marina Rubicón, Lanzarote.

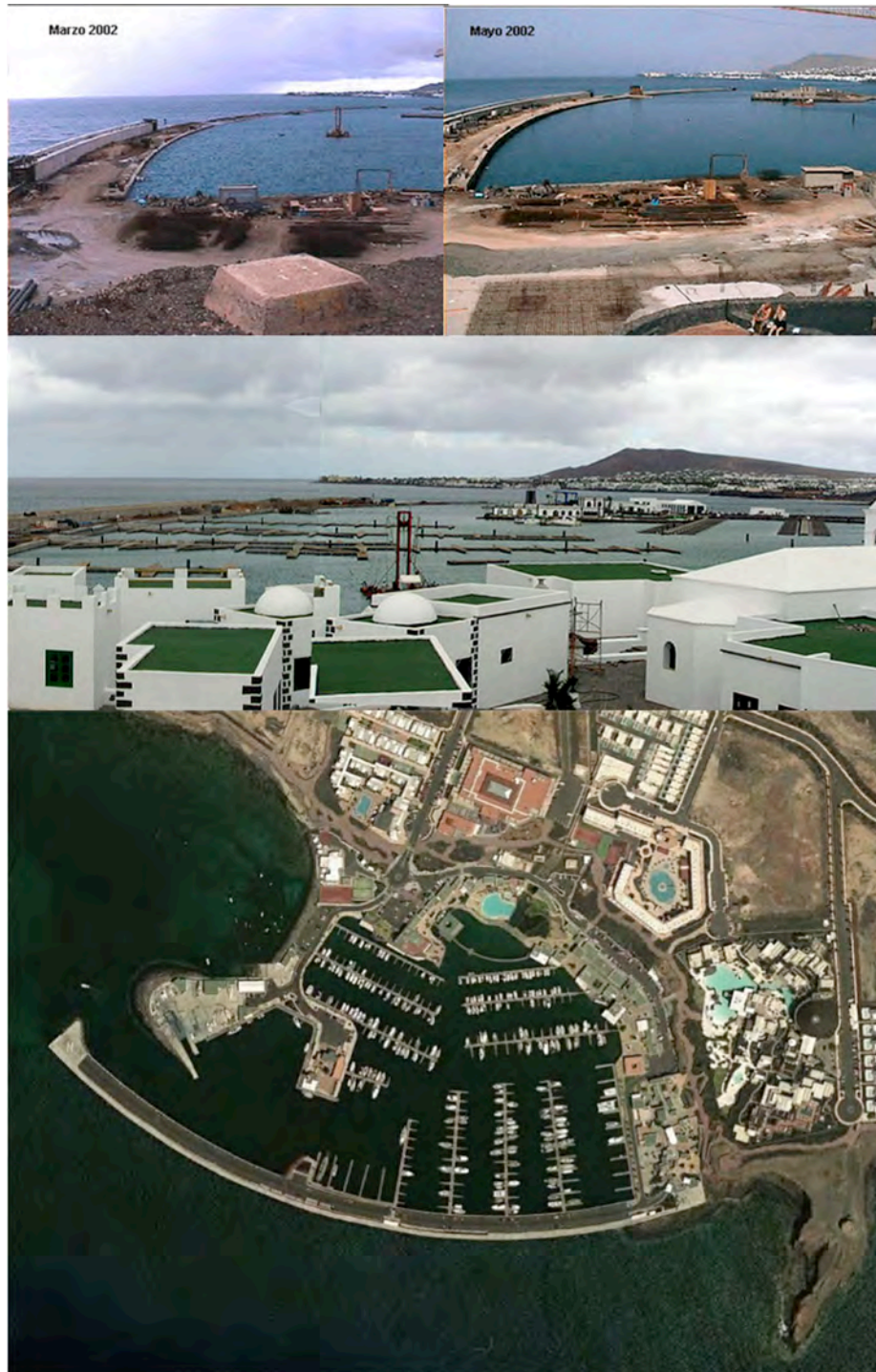


Figura V.3. Proceso final de construcción de Marina Rubicón, Lanzarote.

V.2.3. Toma de muestras

En la zona que actualmente ocupa el Puerto Deportivo Marina Rubicón (28°51'5''N, 13°49'0''O), Lanzarote (Islas Canarias), se eligieron cuatro puntos de muestreo: A. Dentro de la dársena, correspondiente al área interna del puerto; B. Frente al Castillo (zona de fondo rocoso), zona externa a la construcción del puerto; C. Frente al dique de abrigo (zona de fondo arenoso), y que consideramos como área

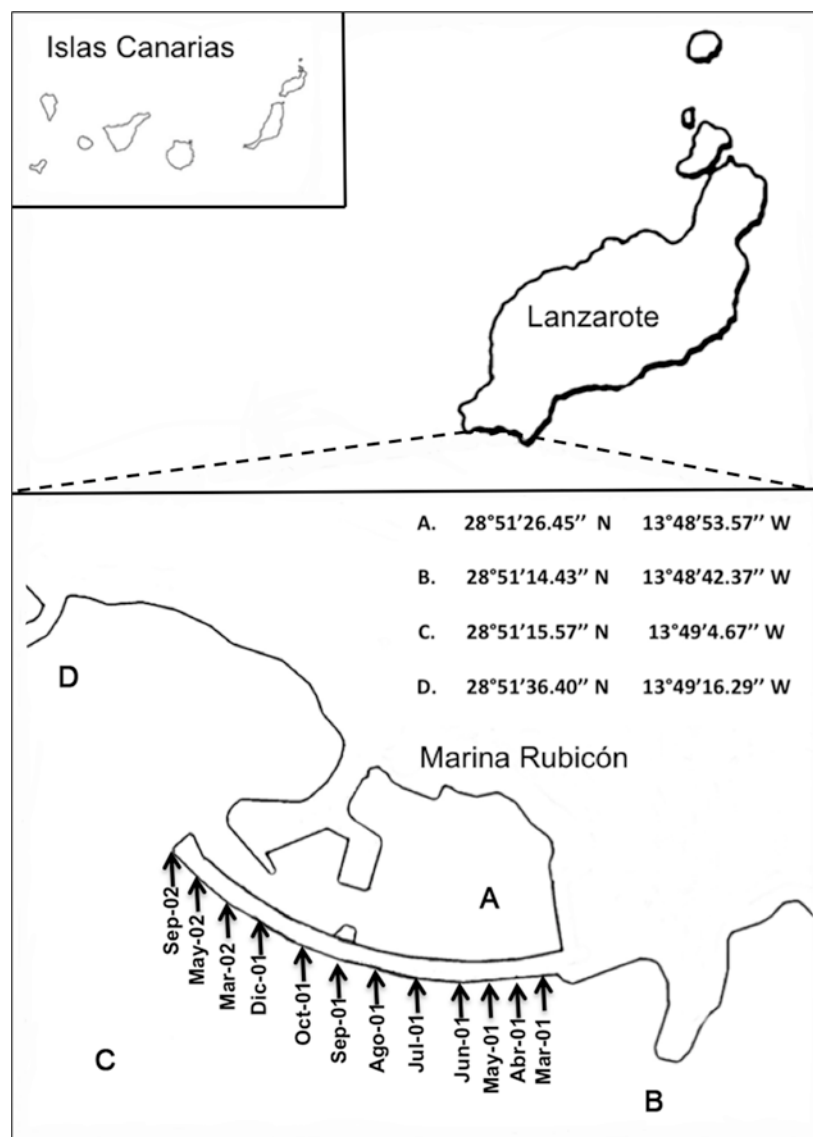


Figura V.4. Estaciones de muestreo en el Puerto Deportivo Marina Rubicón, Lanzarote, Islas Canarias, con la indicación del progreso de la construcción del dique de abrigo del Puerto.

- control al ser externa al puerto y la bahía; y D. Frente al dique de Playa Dorada (zona con fondo de pradera mixta de *Cymodocea nodosa* y *Caulerpa racemosa*) correspondiente a la bahía donde se ubica la bocaina del puerto (Figura V.4).

Durante el periodo de Marzo del 2001 a Febrero del 2003 se realizaron 15 muestreos en total (se recogieron las muestras por triplicado), lo que abarcó todo el proceso de construcción del Puerto Deportivo y las instalaciones interiores.

V.2.4. Mediciones “*in situ*” de los parámetros físico-químicos y muestreo de sedimentos

Se determinaron *in situ* los parámetros oceanográficos temperatura, salinidad, pH y oxígeno disuelto del agua de mar, los cuales se midieron en la superficie con de sondas portátiles marca YSE. En el caso del pH y la salinidad, los datos se corroboraron con el análisis de laboratorio.

Además, se midió la penetración de radiación en el agua con un radiómetro (Licor 4π con sensor esférico), en superficie y a cinco metros de profundidad en todas las zonas de muestreo. Con estos valores, se calculó el coeficiente de extinción de luz a 5 m de profundidad, utilizando la fórmula:

$$I = I_0 \cdot e^{-kz}$$

donde I es la penetración de la luz a una profundidad “z=5m”, I₀ es la radiación en superficie y k es el coeficiente de extinción de la luz.

Este coeficiente es un índice claro de la penetración de luz a través de toda la columna de agua y su cálculo varía con la profundidad, por lo que siempre se estima en la profundidad en que la radiación es el 1% de la incidente en la superficie. En nuestro caso, debido a la poca profundidad esto no fue posible por las bajas profundidades, pero se tomó como profundidad fija los cinco metros permitiendo comparar la penetración de radiación en las diferentes zonas de muestreo entre si, aunque no con los valores dados por la bibliografía para otras zonas.

Para determinar el efecto de la incidencia de acumulación de sedimentos finos en el fondo de la zona de afección directa (dársena) y en los alrededores de la construcción portuaria, se realizó un análisis granulométrico. Las muestras se recogieron superficialmente en botes de boca ancha y por duplicado en cada zona de muestreo; una vez lavados y secos, los sedimentos se pasaron a través de un juego de tamices (UNE) en diámetro ascendente desde los 50 mm de luz hasta los 0.08 mm.

V.2.5. Análisis de nutrientes y clorofila-*a*

La toma de muestras de agua para el análisis de los nutrientes y de la concentración de clorofila-*a*, se realizó con una botella oceanográfica a cinco metros de profundidad en todos los casos. Se tomó una alícuota de 500 mL para el análisis de nutrientes que se almacenaron y congelaron (-20°C) hasta su correspondiente análisis. Se determinaron las concentraciones en el agua de los ortofosfatos y de los nitratos, mediante las técnicas del Ácido Ascórbico (Método descrito por Koroleff (1983)) y de Reducción por cadmio (Método descrito por Grasshoff (1983)), respectivamente.

Para los análisis de clorofila-*a*, se filtraron cuatro litros aproximadamente de agua de mar con un filtro de fibra de vidrio Whatman GF/F de 47µm, los cuales se mantuvieron en congelación (-20°C) hasta su análisis. El análisis de clorofila se realizó por dos métodos distintos, el primero directamente en el agua de mar por fluorimetría (bbe FluoroProbe) y el segundo método, mediante el análisis espectrofotométrico (Método descrito por Jeffrey & Humphrey (1975)), el cual consiste en la homogenización del filtro donde se ha recogido la muestra con acetona, para extraer la clorofila y establecer su concentración en la acetona mediante la determinación de la absorbancia de luz a diferentes longitudes de onda.

V.2.6. Identificación y recuento del fitoplancton

Se siguieron las técnicas descritas en el apartado de Material y Métodos Generales.

V.2.7. Análisis estadístico

Se siguieron las técnicas descritas en el apartado de Material y Métodos Generales.

V.3. RESULTADOS

V.3.1. Variables físico-químicas

El rango de temperatura durante el estudio osciló entre 17.7 °C y 23.7 °C; mientras el oxígeno disuelto presentó un rango entre 7.10 mg L⁻¹ y 10.40 mg L⁻¹. Ambas variables presentaron una fluctuación temporal inversa significativa (Pearson=-0.692, R²=0.479, p<0.01; ANOVA=0.000; p<0.05) (Tabla V.1), con un aumento de la temperatura del agua del mar en verano y otoño asociado a una disminución en la concentración de oxígeno disuelto. Inversamente, la cantidad de oxígeno disuelto incrementó en invierno y primavera, cuando la temperatura decreció (Figura V.5). La salinidad y el pH fluctuaron muy poco temporalmente, con una oscilación entre 35.30 y 36.50 g L⁻¹ la salinidad, y entre 7.90 y 8.58 el pH (Figura V.5, Tabla V.1). La variación de las variables físico-químicas no fue significativa entre las diferentes estaciones de muestreo (A, B, C y D).

Aunque teníamos los datos de porcentaje de las diferentes fracciones de los sedimentos, decidimos utilizar como medida comparativa entre las diferentes zonas el tamaño medio de las partículas, considerando que la disminución del diámetro medio de los granos implicaba un aumento en la fracción fina. Los resultados reflejan un incremento de los sedimentos en el agua durante el periodo inicial e intermedio de la construcción del dique de abrigo del puerto deportivo. Una vez finalizada esta parte de la obra, se observó un aumento en el diámetro en los gránulos, lo que indica una disminución en el material sedimentario (Figura V.6). Entre las estaciones de muestreo, el tamaño de los sedimentos fue significativamente menor dentro del puerto (Estación A), constituido por partículas con un diámetro máximo de 0.2 mm (ANOVA=0.000; p<0.05). Entre las estaciones B, C, y D, no se observaron diferencias significativas, presentando partículas con un tamaño medio alrededor de 0.8 mm (Figura V.6).

El coeficiente de extinción de luz k mostró una oscilación mensual que incrementaba en los meses de verano y otoño; mientras espacialmente, se observó

una variación similar a los sedimentos en los valores más altos (más negativos) del coeficiente k (ANOVA = 0.000, $p < 0.05$) (Figura V.7).

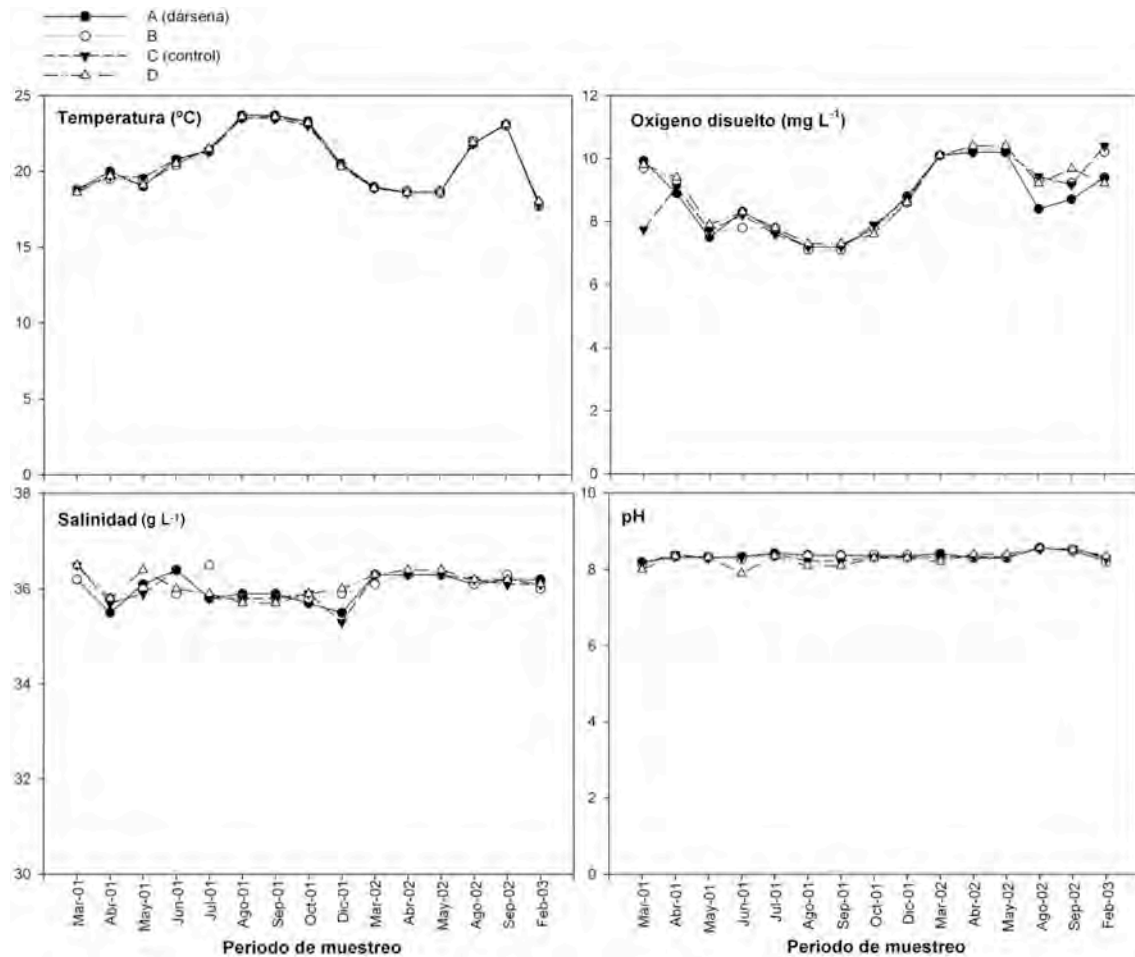


Figura V.5. Variación temporal de los parámetros físico-químicos en las cuatro estaciones de muestreo en el Puerto Deportivo Marina Rubicón.

V.3.2. Nutrientes y clorofila-a

Tanto la concentración de fosfatos como de nitratos siguieron un patrón de variabilidad estacional (ANOVA < 0.05). Los valores más altos de fosfatos se observaron en primavera, y presentaron un rango de concentración entre 0.00 y 2.59 mg L⁻¹. Los

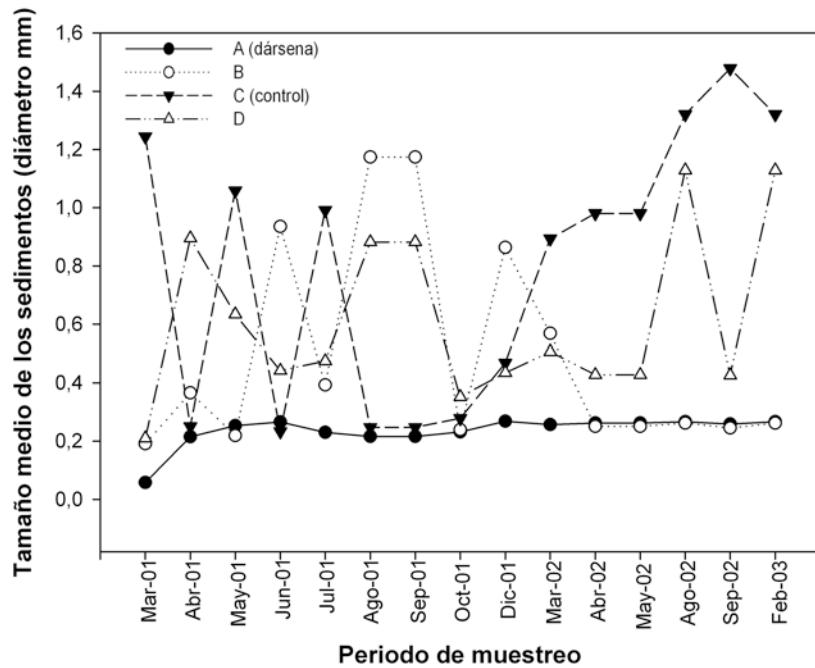


Figura V.6. Variación temporal del tamaño medio de los sedimentos en las cuatro estaciones de muestreo en el Puerto Deportivo Marina Rubicón.

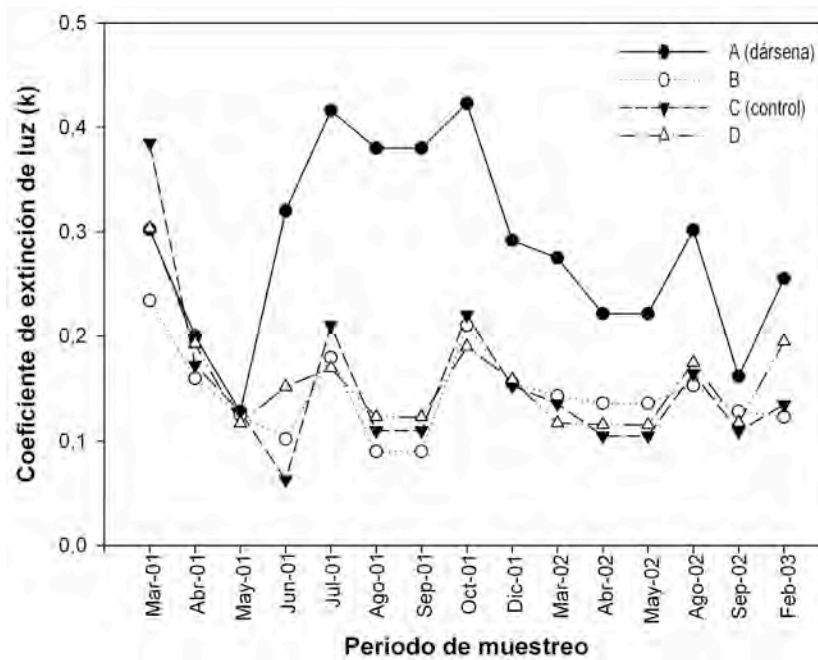


Figura V.7. Variación temporal del coeficiente de extinción de luz (k) en las cuatro estaciones de muestreo en el Puerto Deportivo Marina Rubicón.

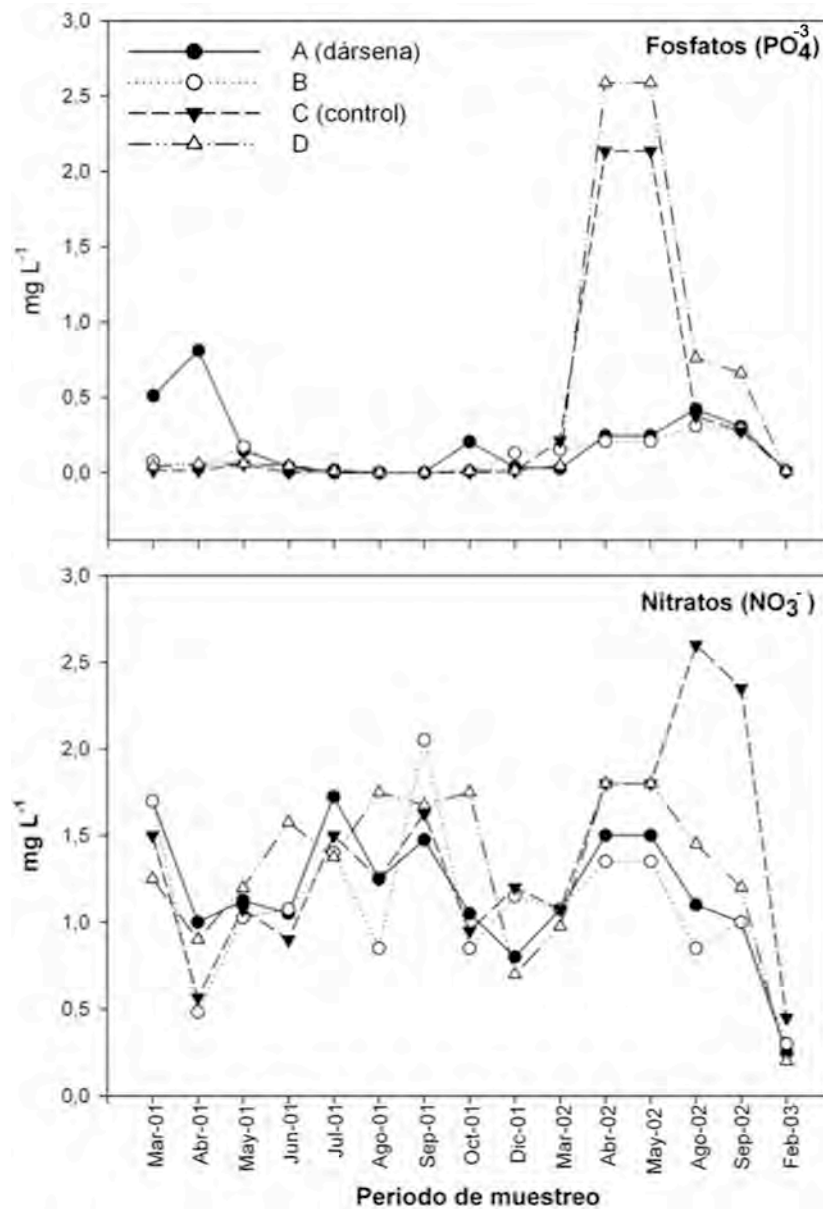


Figura V.8. Variación temporal de la concentración de nutrientes (fosfatos y nitratos) en las cuatro estaciones de muestreo en el Puerto Deportivo Marina Rubicón.

nitratos, con una rango de concentración entre 0.20 y 2.60 mg L^{-1} , presentaron las mayores concentraciones en primavera y verano (Figura V.8). Respecto a los puntos de muestreo, los nutrientes mostraron una tendencia similar, observándose un patrón de mayor concentración de nitratos comparada con la concentración de fosfatos, y dichas concentraciones de nutrientes no presentaron diferencias significativas entre las estaciones. En particular, las estaciones C y D, que se encontraban fuera

Tabla V.1. Correlación de Pearson entre los grupos fitoplanctónicos y las variables ambientales de las cuatro estaciones de muestreo en el Puerto Deportivo Marina Rubicón. (*. La correlación es significativa al nivel de 0.05 (bilateral); **. La correlación es significativa al nivel de 0.01 (bilateral)).

	Diató	Dino	Cloro	Silico	Tin	k	Clo- α	Sed	PO ₄ ⁻³	NO ₃ ⁻	pH	Sal	O ₂	Temp
Diató	1													
Dino	0.139	1												
Cloro	-0.120	-0.042	1											
Silico	0.099	0.114	-0.044	1										
Tin	0.283*	0.018	-0.081	0.091	1									
k	0.413**	0.193	-0.184	-0.070	0.347**	1								
Clo- α	0.334**	-0.030	-0.118	-0.070	0.286*	0.462**	1							
Sed	-0.231	-0.083	-0.099	0.040	-0.195	-0.321*	-0.216	1						
PO ₄ ⁻³	-0.040	-0.077	-0.068	-0.086	-0.140	-0.222	-0.170	0.083	1					
NO ₃ ⁻	-0.460**	0.107	-0.091	-0.270*	-0.277*	-0.030	-0.302*	0.257*	0.352**	1				
pH	0.144	0.008	0.008	-0.159	0.202	0.001	0.107	0.106	0.217	0.020	1			
Sal	0.021	0.156	0.156	0.209	-0.041	-0.050	-0.533**	-0.002	0.326*	0.148	0.029	1		
O ₂	0.229	-0.081	-0.081	0.320*	-0.007	-0.151	-0.248	-0.038	0.459**	-0.072	0.081	0.491**	1	
Temp	-0.218	0.023	0.023	-0.221	0.187	0.067	0.197	0.015	-0.255*	0.268*	0.267*	-0.434**	-0.692**	1

Abreviaciones: Diató: Diatomeas, Dino: Dinoflagelados, Cloro: Clorofíceas, Silico: Silicoflagelados, Tin: Tintinnidos, K: Coeficiente de extinción de luz, Clo- α : Clorofila- α , Sed: Sedimentos, PO₄-3: Fosfatos, NO₃-: Nitratos, Sal: Salinidad, O₂: Oxígeno disuelto; Temp: Temperatura.

del puerto, tuvieron las mayores concentraciones de nutrientes. La estación B presentó las concentraciones más bajas de nitratos y fosfatos. La estación A mostró una concentración de nutrientes intermedia entre la obtenida en las otras estaciones de muestreo (Figura V.8).

La concentración de clorofila-*a* presentó una tendencia a aumentar en los meses de otoño e invierno (Figura V.9). Además, esta concentración incrementó posterior al aumento en la disponibilidad de nutrientes en el agua, y presentó diferencias significativas en el tiempo (ANOVA=0.008; $p<0.05$). Especialmente, la clorofila-*a* siguió el mismo patrón que las diatomeas (ANOVA= 0.005; $p<0.05$) (Figura V.9).

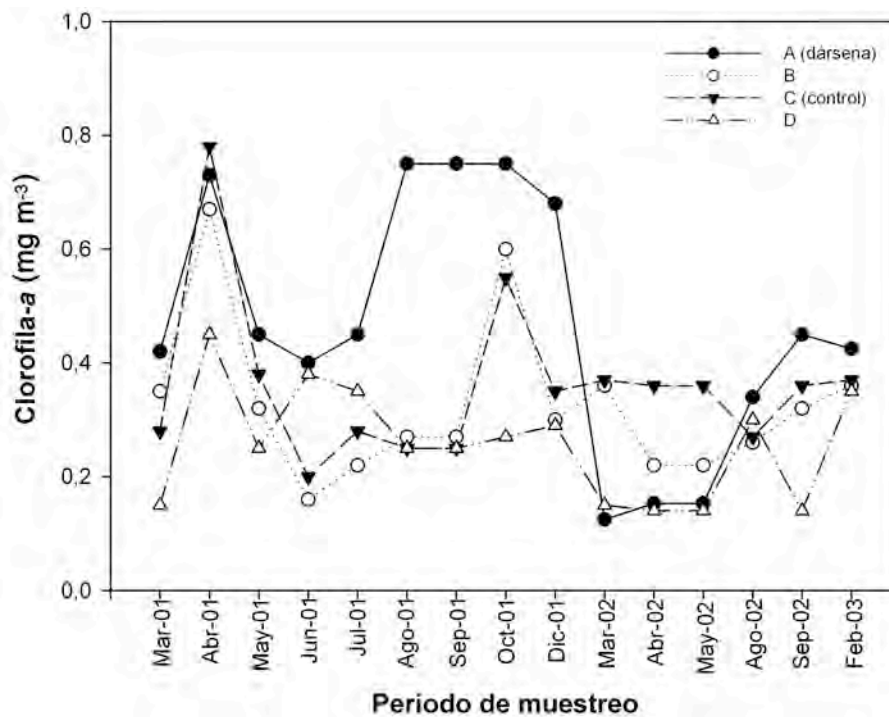


Figura V.9. Variación temporal de la concentración de clorofila-*a* en las cuatro estaciones de muestreo en el Puerto Deportivo Marina Rubicón.

V.3.3. Fitoplancton

Se identificaron 145 especies (Anexo 3) de las cuales 119 correspondieron al grupo de las Diatomeas, 23 especies se identificaron como Dinoflagelados, y los restantes individuos se agruparon en Clorófitas, Silicoflagelados y Tintinnidos. Las diatomeas representaron el grupo fitoplanctónico más abundante durante casi todo el periodo de muestreo (ANOVA=0.008; $p<0.05$), con una concentración que osciló entre 10 y 250 cél 100 mL⁻¹, observando las mayores concentraciones en los meses invernales y principios de primavera (Figura V.10). Respecto a la abundancia de cada especie durante el periodo de muestreo y en cada estación, se identificaron como especies más frecuentes las diatomeas *Achnantes* sp, *Amphora* sp, *Chaetoceros* sp, *Cocconeis* sp, *Coscinodiscus* sp, *Diploneis* sp, *Licmophora* sp, *Navicula* sp, *Nitzschia* sp, y los dinoflagelados *Gymnodinium* sp y *Proto-peridinium* sp.

La concentración de células del fitoplancton fue mayor en la parte interna del puerto (Estación A), disminuyendo hacia las estaciones B, C y D (Figura V.10). Las diatomeas, el grupo más abundante en todas las estaciones, presentaron diferencias significativas entre los puntos de muestreo siguiendo el patrón general del fitoplancton, diferenciando la estación A del resto de puntos (ANOVA=0.000; $p<0.05$). La abundancia de diatomeas también presentó una correlación negativa con la concentración de nitratos (Pearson=-0.460, $R^2=0.211$; $p<0.01$) y estuvo correlacionada positivamente con el coeficiente de extinción de luz (Pearson=0.413, $R^2=0.170$) y la clorofila-*a* (Pearson=0.334, $R^2=0.111$; $p<0.01$) (Tabla V.1). Además, otros grupos fitoplanctónicos identificados, las clorófitas, los silicoflagelados y tintinnidos fueron observados en la estación C, sin embargo, esta concentración celular no fue significativa entre las estaciones (Figura V.10).

Los índices de diversidad de Shannon y de dominancia de Simpsons reflejaron una alta diversidad (rango=0.642-4.481) del fitoplancton en las aguas circundantes al Puerto Deportivo Marina Rubicón, con una baja dominancia (rango=0.044-0.849) de

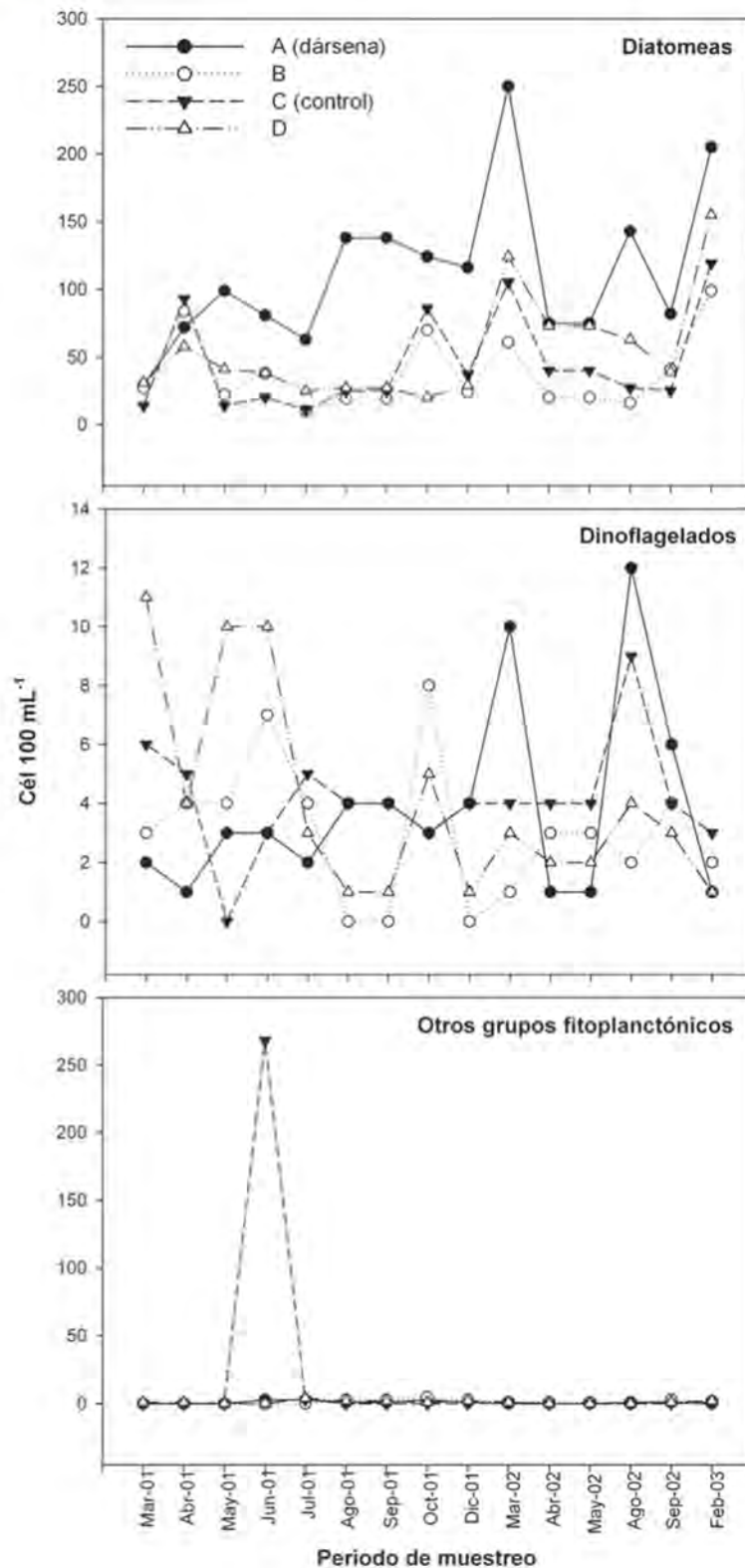


Figura V.10. Variación temporal de la concentración de organismos fitoplanctónicos en las cuatro estaciones de muestreo en el Puerto Deportivo Marina Rubicón.

especies, excepto en el muestreo de junio donde la alta concentración de otros grupos fitoplanctónicos (clorofíceas, silicoflagelados y tintinnidos) fueron los organismos dominantes (Figura V.11). Además, presentaron una tendencia inversa tanto

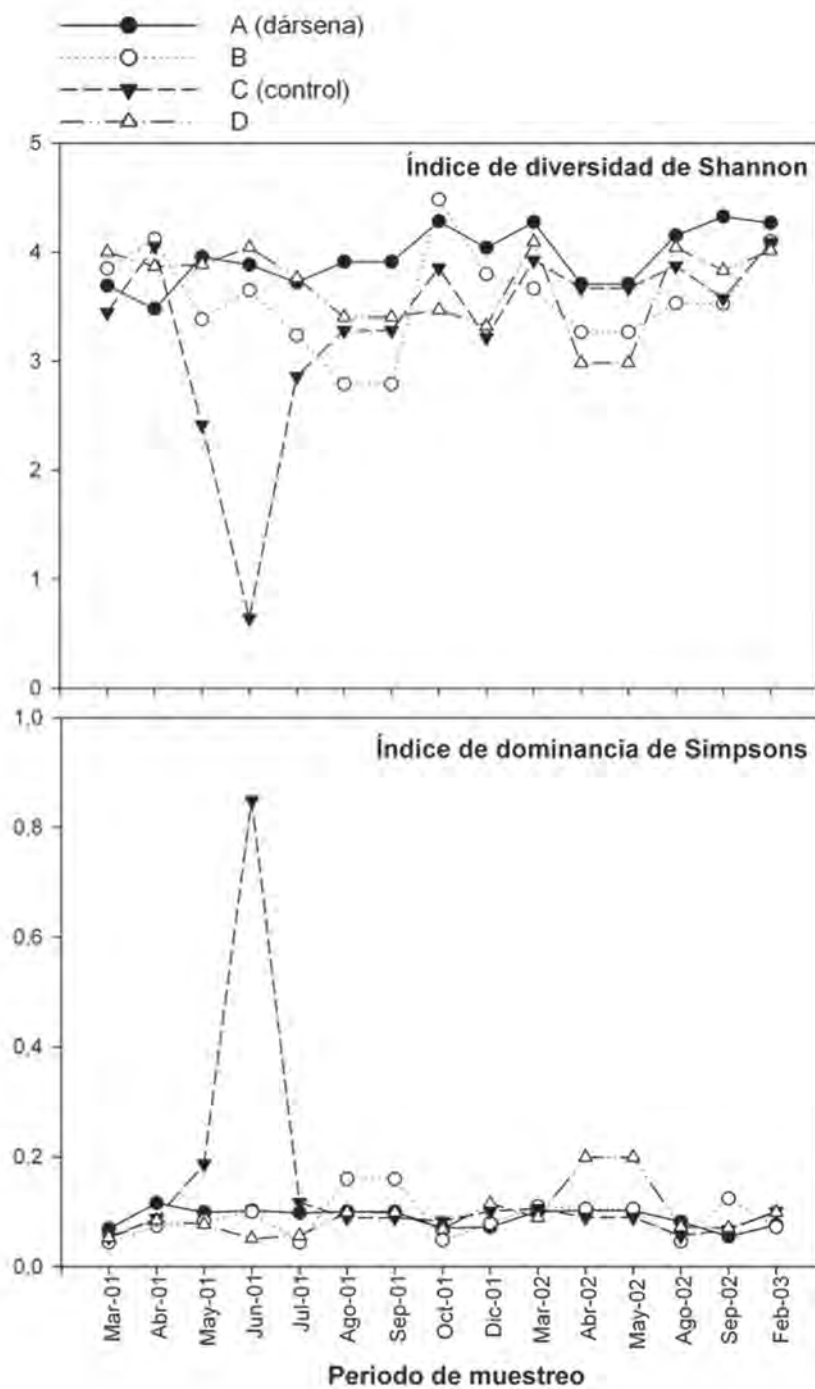


Figura V.11 Variación temporal de los Índices de Diversidad de Shannon y de Dominancia de Simpson en las cuatro estaciones de muestreo en el Puerto Deportivo Marina Rubicón.

temporalmente como espacialmente; cuando aumenta el índice de Shannon disminuye el índice de Simpson. En el tiempo de muestreo, se observó un incremento de la diversidad entre los meses invernales y de primavera, mientras que entre las estaciones de muestreo las mayores diversidades se obtuvieron en las estaciones A y D, las cuales tienen mayor impacto por la infraestructura de la costa, mientras las estaciones B y C son más externas (Figura V.11).

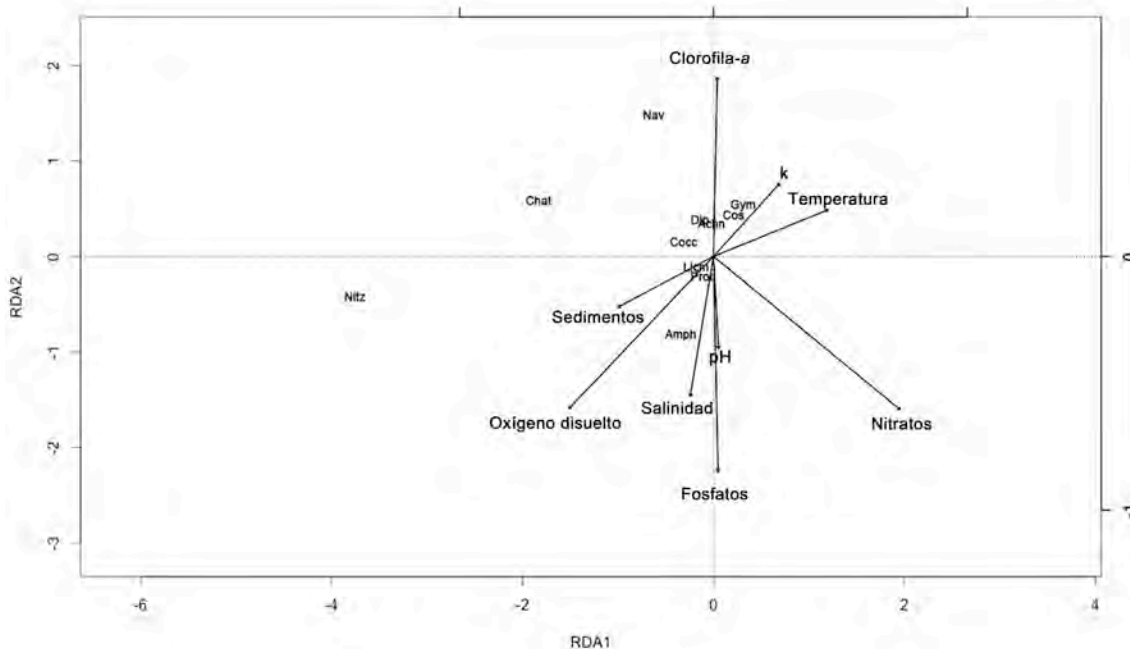


Figura V.12. Análisis de Redundancia entre las variables ambientales y las especies fitoplanctónicas frecuentes en el muestreo del Puerto Deportivo Marina Rubicón.

V.3.4. Relación entre variables ambientales y especies frecuentes (RDA)

En el análisis de redundancia para determinar que factores ambientales contribuyen a explicar la variabilidad de las especies frecuentes, se pudo observar que las especies de diatomeas *Achnantes* sp, *Amphora* sp, *Chaetoceros* sp, *Cocconeis* sp, *Coscinodiscus* sp, *Diploneis* sp, *Licmophora* sp, *Navicula* sp, *N. closterium*, *N. delicatissima*, *N. lorenzianus*, *Rhizosolenia alata*, *Thalassiothrix* sp, y de dinoflagelados

-
Gymnodinium sp y *Protoperidinium* sp, se ven asociadas principalmente un comportamiento de incremento de la clorofila-*a*, mientras una especie como *Nitzschia* sp, se ve favorecida por aumento de la concentración de oxígeno disuelto, de los sedimentos y la salinidad. Especies como *Gymnodinium* sp, *Achnantes* sp y *Coccinidiscus* sp, también se ven afectadas por la dinámica de la temperatura y el K (Figura V.12).

V.4. DISCUSIÓN

La variabilidad temporal de la temperatura ha sido previamente documentada en las aguas de las islas Canarias; según Schmoker (2010) en la zona norte de la isla de Gran Canaria, la temperatura del agua fue superior a 22 °C alrededor del mes de noviembre, disminuyendo a valores por debajo de los 20 °C en enero y teniendo el mínimo en marzo; esto coincide con lo observado en este trabajo, donde las altas temperaturas se presentaron en los meses de otoño y los valores inferiores a final del invierno y comienzo de la primavera. El patrón de bajas temperaturas en los meses de invierno y primavera en las aguas canarias, también fue observado en trabajos oceanográficos en el archipiélago, comparando la productividad entre una zona costera y aguas oceánicas (Aristegui *et al.*, 1989), al determinar el ciclo planctónico estacional (Aristegui *et al.*, 2001) o al comparar la influencia de los giros ciclónicos y anticiclónicos sobre la concentración de clorofila (Aristegui *et al.*, 1997).

En las aguas circundantes a Marina Rubicón, la concentración de oxígeno disuelto (DO) no superó los 12 mg L⁻¹, coincidiendo este resultado con lo observado en dos puntos de las aguas costeras de la Isla de Mallorca (Mediterráneo), donde los valores oscilaron entre 3.7 y 10.7 mg L⁻¹ (Puigserver *et al.*, 2002).

La temperatura y el oxígeno disuelto presentaron una relación inversa, lo cual refleja la dinámica estacional, ya que en los meses de verano y otoño, el periodo de aumento en la temperatura del agua, el oxígeno disminuía. Falkowski & Raven (1997) señalan que la concentración de oxígeno disuelto es un factor dependiente de la temperatura del agua.

Los valores de salinidad son considerablemente estables durante todo el año con variaciones muy pequeñas. Llinás *et al.* (1993, 1994, 2002) encontró que tanto para los alrededores de cada una de las islas del archipiélago canario como para la zona norte de las mismas, valores de concentración salina que oscilaban entre 36.0 y 36.6 g L⁻¹ en la capa superficial de las aguas. Los valores de pH, mostraron una oscilación mayor que la salinidad pero siempre dentro de la ligera alcalinidad y en

rango similar al obtenido en diversos ecosistemas costeros, como el estuario de Aveiro, en Portugal (Pereira *et al.*, 2010) donde el pH osciló entre 7.83 y 8.96, o en el Puerto Victoria en Hong Kong (Yung *et al.*, 1999), donde registraron valores de pH entre 7.3 y 8.9.

La variabilidad temporal y espacial de los sedimentos evidencia una influencia importante de la construcción del puerto, principalmente sobre las aguas internas al dique de abrigo (estación A), provocando la acumulación sedimentaria interna. Según Gupta *et al.* (2005), el deterioro en la calidad del agua en un ecosistema costero alterado por la introducción de infraestructuras elaboradas por el hombre se da tanto en el periodo de construcción como en la fase operacional, promoviendo la resuspensión de sedimentos en las masas de agua alrededor de las zonas de construcción. Además, el tiempo de residencia del agua en un puerto es largo, lo cual implica que en la parte más interna de ésta estructura costera, se acumulen los sedimentos debido a la dificultad de que las partículas sean desplazadas por el movimiento y la dinámica del agua (Gómez-Gesteira *et al.*, 1999; Varela & Prego, 2003). De acuerdo con Bulleri & Chapman (2004), Bulleri (2005), Grifoll *et al.* (2009) y Casado-Martínez *et al.* (2009), la acumulación de sedimentos en los puertos implica un factor degradante de la calidad del agua del área ya que estos sedimentos finos son resuspendidos por cualquier proceso que origine turbulencia (viento, oleaje e incluso a poca profundidad las hélices de los barcos) dando lugar a una alteración de la penetración de la radiación luminosa en la columna de agua y por lo tanto en el proceso de fotosíntesis.

El coeficiente de extinción de luz (k) presentó una distribución definida por la infraestructura del puerto deportivo, donde la estación A, presentó el mayor (más negativo) coeficiente de extinción de luz, lo cual se puede explicar dado que es la estación donde se presentó la mayor abundancia celular de organismos fitoplanctónicos y según Medina (1995), la extinción de luz en el agua es proporcional a la cantidad de fitoplancton, y esto se confirma con la correlación positiva entre la concentración de diatomeas, clorofila-*a* y el coeficiente de extinción (k). Además, ya hemos señalado que la construcción del dique de abrigo del puerto implica un

-
aumento en la cantidad de sedimentos en el agua, ya que la misma estación A, presentó la mayor cantidad de sedimentos finos, lo cual produce una atenuación en la entrada de luz en el agua (Litchman & Klausmeier, 2009; Aktan, 2011), y por tanto, un aumento el coeficiente de extinción.

La relación de mayor concentración de nitratos respecto a la concentración de fosfatos, es una característica observada en otros ecosistemas costeros (Puigserver *et al.*, 2002; Varela & Prego, 2003). Llinás *et al.* (1994) señala que la mayor concentración de nutrientes en primavera, se debe al afloramiento en la costa africana que incide principalmente en las islas de Lanzarote y Fuerteventura. Además, esta tendencia de los nutrientes a aumentar en las épocas de primavera y verano, principalmente los nitratos, coincide con lo observado por Gavio *et al.* (2010), quienes determinaron para la costa de la Isla de San Andrés (Colombia), concentraciones de nitratos generalmente altos durante la estación seca, y por Varela & Prego (2003), quienes observaron valores de nitratos superiores en la época de primavera en el Puerto de A Coruña.

La zona del puerto Marina Rubicón está caracterizada por un turismo estacional principalmente de la Octubre a Mayo, lo cual puede influir en nuestros resultados ya que hay un aumento del vertido al mar de aguas de desecho, que podrían propiciar el aumento de la concentración de nutrientes en el medio. Esto concuerda con las mayores concentraciones de nitratos y fosfatos observadas en las estaciones externas al puerto (C y D), donde el turismo y la urbanización de la zona tiene mayor influencia sobre la costa. En la estación A (dentro del puerto), el confinamiento de las aguas favorece la acumulación de nutrientes, sin embargo, los valores de éstos son inferiores a las estaciones C y D. En esta estación A, se dio la mayor concentración del fitoplancton y de clorofila-*a* y estas variables presentaron una correlación negativa con los nitratos lo cual sugiere que la absorción de los nutrientes por el fitoplancton produce la disminución en la concentración de éstos. La concentración de nutrientes es un factor fundamental para la dinámica del fitoplancton en las aguas costeras (Litchman & Klausmeier, 2008; Zingone *et al.*, 2010; Thompson *et al.*, 2011), y la capacidad de estas microalgas para la asimilación de los nutrientes controla a su vez su concentración en el agua (Barbosa *et al.*, 2010). La estación B, externa al puerto y a la

zona turística, se ve influenciada por el movimientos de las aguas oceánicas y por tanto hay una mayor dilución debido a la dinámica costera, lo que explica la menor concentración de nutrientes en este punto.

La diversidad de la comunidad fitoplanctónica en el Puerto Deportivo Marina Rubicón refleja un importante grupo de organismos, pertenecientes principalmente, a las diatomeas y dinoflagelados. La mayor concentración de diatomeas coincide con lo observado en otras zonas costeras alrededor del mundo (Yung *et al.*, 1997; Yung *et al.*, 2001; Koenig *et al.*, 2003; Resende *et al.*, 2007; Pannard *et al.*, 2008; Härnström *et al.*, 2009; Zarei-Darki, 2009; Baytut *et al.*, 2010; Calvalcanti *et al.*, 2010; Lie & Wong, 2010; Varona-Cordero *et al.*, 2010; Lie *et al.*, 2011; Muniz *et al.*, 2011), y evidencia lo expuesto por Simon *et al.* (2009), quien menciona que las diatomeas junto con los dinoflagelados, representan algunos de los grupos fitoplanctónicos más diversos en los ecosistemas marinos.

Varias de las especies frecuentes en este estudio (*Coscinodiscus* sp, *Chaetoceros* sp, *Navicula* sp, *Nitzschia* sp, *Gymnodinium* sp y *Protoperdinium* sp) están consideradas como habituales en las aguas canarias (Ojeda, 1996; Medina *et al.*, 1998) y especímenes importantes dentro de la comunidad fitoplanctónica en estudios realizados en las costas del Mar de Arabia (Härnström *et al.*, 2009) en el Mar Negro (Petrov *et al.*, 2010), en el Mar Caspio (Zarei-Darki, 2009), en el Mediterráneo (Vila & Masó, 2005), en Hong Kong (Lie & Wong, 2010), en las aguas costeras de Irlanda (O'Boyle & Silke, 2010), y en el estuario de Aveiro, Portugal (Pereira *et al.*, 2010), lo cual evidencia la amplia distribución de estas especies que podemos calificar de cosmopolitas y típicas de zonas litorales (Thomas, 1997).

Dentro del grupo de organismos fitoplanctónicos frecuentes en este trabajo se encuentran *Navicula* sp, *Nitzschia* sp, *Diploneis* sp, *Achnantes* sp, *Cocconeis* sp y *Licmophora* sp, que han sido descritas como especies de diatomeas bentónicas epibiontes sobre fanerógamas y animales marinos (Gillan & Cadée, 2000; Albay & Akcaalan, 2003; Di Camillo *et al.*, 2005; Romagnoli *et al.*, 2007; Lasternas *et al.*, 2011; Mabrouk *et al.*, 2011; Selina & Levchenko, 2011), por lo cual, su concentración en las

-
aguas circundantes de la marina, podría asociarse a la presencia de la pradera de la fanerógama *Cymodocea nodosa* y la macroalga *Caulerpa racemosa*, que esta ubicada en la parte externa de puerto (D). Además, la presencia de organismos bentónicos suspendidos en la columna de agua se debe a que en ecosistemas costeros con poca profundidad, como la zona de estudio, la superficialidad implica una estrecha dinámica entre los ecosistemas pelágicos y bentónicos, donde los organismos del bentos pueden ser un componente importante de la comunidad fitoplanctónica; un factor costero, como la dinámica mareal, favorece el flujo de nutrientes entre sedimento y agua garantizando su distribución y disponibilidad para la proliferación del fitoplancton en toda la columna de agua (Cloern & Jassby, 2008).

La variación espacial de la comunidad fitoplanctónica, dominada por las diatomeas, reflejó una zonación marcada por el confinamiento de las aguas de la estación interna (A) respecto a la zonas exteriores (B,C y D). Bulleri (2006) y Clynick (2008) mencionan que la creación de estructuras artificiales en las costas, implican la creación de hábitats nuevos que alteran la distribución, abundancia y diversidad de los organismos en esos ambientes y Varela *et al.* (2001) y Anderson *et al.* (2002) encuentran igualmente la mayor concentración de células en la parte interna del puerto señalando que se debe a que es una zona con un mayor tiempo de residencia de las aguas y por lo tanto, se puede considerar como un área de acumulación, dado que en zonas donde el movimiento del agua es menor la producción algal es superior que en aguas costeras donde hay más flujo de agua. Esto evidencia como la construcción de un puerto ocasiona una modificación en la dinámica de las aguas circundantes y una variación en la comunidad del fitoplancton.

Al correlacionar las abundancias de los diferentes grupos fitoplanctónicos con respecto las variables físico-químicas, se pudo observar una correlación positiva entre la concentración de diatomeas con la concentración de clorofila-*a*, algo observado también en las aguas de una bahía semi-cerrada de Hong Kong (Lie *et al.*, 2011), y lo cual es producto de la mayor abundancia de diatomeas con respecto a los otros grupos del fitoplancton.

La medida en que la comunidad fitoplanctónica responde al enriquecimiento de las aguas por entrada de nutrientes es representada por la concentración de clorofila (Devlin *et al.*, 2007; Spatharis & Tsirtsis, 2010). En este trabajo, la concentración de clorofila-*a* se mantuvo por debajo de 1 mg m^{-3} , lo que coincide con las concentraciones señaladas por Ignatiades (1998, 2005), entre $0.135\text{-}0.143 \text{ mg m}^{-3}$ para el mar Egeo, considerado una de las zonas más empobrecidas del Mar Mediterráneo; además de determinar rangos tróficos a partir de la clorofila-*a* donde concentraciones entre $0.21\text{-}0.83 \text{ mg m}^{-3}$ corresponderían a aguas oligotróficas, para aguas mesotróficas $0.49\text{-}1.06 \text{ mg m}^{-3}$ y en aguas eutróficas $1.43\text{-}2.54 \text{ mg m}^{-3}$; de acuerdo a esta clasificación, las aguas de Marina Rubicón se considerarían como oligotróficas, lo cual, es característico de las aguas del archipiélago canario.

El pico de biomasa encontrado en el mes de abril en la zona de muestreo, coincidiría con los datos observados anteriormente alrededor de otra de las islas del archipiélago canario, en Gran Canaria en el mes de marzo, (Aristegui *et al.*, 1997; Aristegui *et al.*, 2001; Aristegui & Montero, 2005), y se debe a que en aguas subtropicales se da un aumento de la temperatura superficial a finales de invierno, provocando la ruptura de la termoclina que provoca un afloramiento de nutrientes en las aguas superficiales de la zona eufótica, afectando tanto a aguas oceánicas como costeras, y originando el pico de biomasa dadas las condiciones óptimas de nutrientes para la proliferación del fitoplancton (Aristegui *et al.*, 2001).

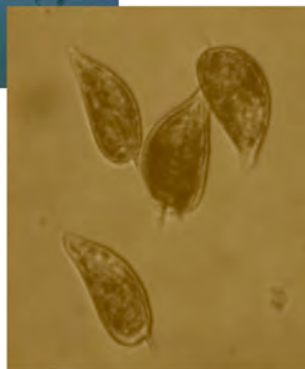
Los altos valores de diversidad y baja dominancia observados en este trabajo, refleja la característica de sistema oligotrófico de las aguas del Atlántico (Reynolds, 2006). Para ecosistemas marinos costeros se han considerado valores de diversidad que oscilan entre 1 y 2.5 bits, mientras para zonas oceánicas el rango esta entre 3.5 y 4.5 bits (Margalef, 1986); por lo cual, de acuerdo a este criterio los valores de este trabajo que fluctuaron alrededor de 4 bits, indican que a pesar de hacerse el muestreo en una zona costera, la influencia oceánica incide determinantemente en la biodiversidad fitoplanctónica de las islas.

-

La alta diversidad observada en este trabajo se debe a la alteración física del medio (construcción del dique de abrigo del puerto), ya que contribuye a la heterogeneidad ambiental, es decir, a una diversificación de los nichos disponibles para el desarrollo de las comunidades bióticas, y en este caso, se han observado diferencias significativas entre las estaciones respecto a la abundancia de los organismos fitoplanctónicos más diversos, las diatomeas, lo cual refleja dicha heterogeneidad de nichos (Koenig *et al.* 2003).

El análisis de redundancia refleja que la dinámica de las especies consideradas como frecuentes tiene una relación dirigida por las condiciones ambientales del agua. La reciprocidad de las especies frecuentes con la concentración de clorofila-*a* y el oxígeno disuelto y las variables ambientales como la temperatura, salinidad, pH y el coeficiente de luz del agua se explica ya que estos factores, en combinación con la concentración de nutrientes, favorecen el crecimiento del fitoplancton, y por lo tanto la producción de biomasa y alteran la composición de especies, por lo tanto, son parámetros considerados como controladores de la comunidad fitoplanctónica (Widdicombe *et al.*, 2010; Aktan, 2011).

CAPÍTULO VI Evaluación ambiental en un puerto deportivo (marina), a partir de la comunidad fitoplanctónica, en las Islas Canarias, España.



VI.1 OBJETIVOS

VI.1.1. Objetivo General

Con el fin de entender la dinámica entre el medio natural y la influencia de la actividad antropogénica de carácter de ocio y turístico sobre los sistemas costeros urbanizados, el objetivo de este trabajo fue:

- ⇒ Evaluar la calidad del agua en un puerto deportivo (marina), a partir de la relación entre los organismos fitoplanctónicos y las variables físico-químicas del medio.

VI.1.2. Objetivos específicos

- ⇒ Determinar la abundancia interanual del fitoplancton en las aguas interiores, medias y externas de un puerto deportivo para establecer relaciones entre estos organismos y la infraestructura costera.
- ⇒ Determinar la concentración de nutrientes y clorofila-*a* en el puerto deportivo y las aguas adyacentes, y su interacción con el fitoplancton.
- ⇒ Interrelacionar las variables antes descritas para determinar si la alteración litoral por el efecto de confinamiento de las aguas por la presencia del puerto deportivo, representa un sistema que favorece la proliferación fitoplanctónica en la costa.

VI.2. MATERIALES Y MÉTODOS

VI.2.1. Descripción de la zona de estudio

El Puerto Deportivo Pasito Blanco (Figura VI.1) se encuentra en el término municipal de San Bartolomé de Tirajana, al sur de la isla de Gran Canaria, Islas Canarias, España, ubicándose dentro de la urbanización Pasito Blanco, y en una zona con un grado medio de ocupación considerada como semiurbana. Es uno de los puertos deportivos más importantes en la costa de sur de Gran Canaria.

Comprende un área de 8.100 m² de varadero, 43.045 m² de agua abrigada (con un calado entre tres y siete metros de profundidad) y un canal de 45 metros de largo. En la actualidad cuenta con 388 puntos de atraque para barcos desde seis metros hasta 40 metros de eslora, así como 80 plazas en Marina Seca, y dentro de los servicios que brinda, está el mantenimiento de barcos, gasolinera, depósitos de aguas negras y sentinas, depósito de aceites usados, entre otros (Figura VI.2).



Figura VI.1. Puerto Deportivo Pasito Blanco (Image © 2011 GRAFCAN).

VI.2.2. Toma de muestra

Se efectuó una campaña mensual hasta un total de 12 desde marzo del 2009 a febrero del 2010 en el Puerto Deportivo Pasito Blanco; en cada una de las campañas, se muestreó en ocho puntos diferentes, ubicados en la parte interna, media y externa del puerto deportivo (Figura VI.2).

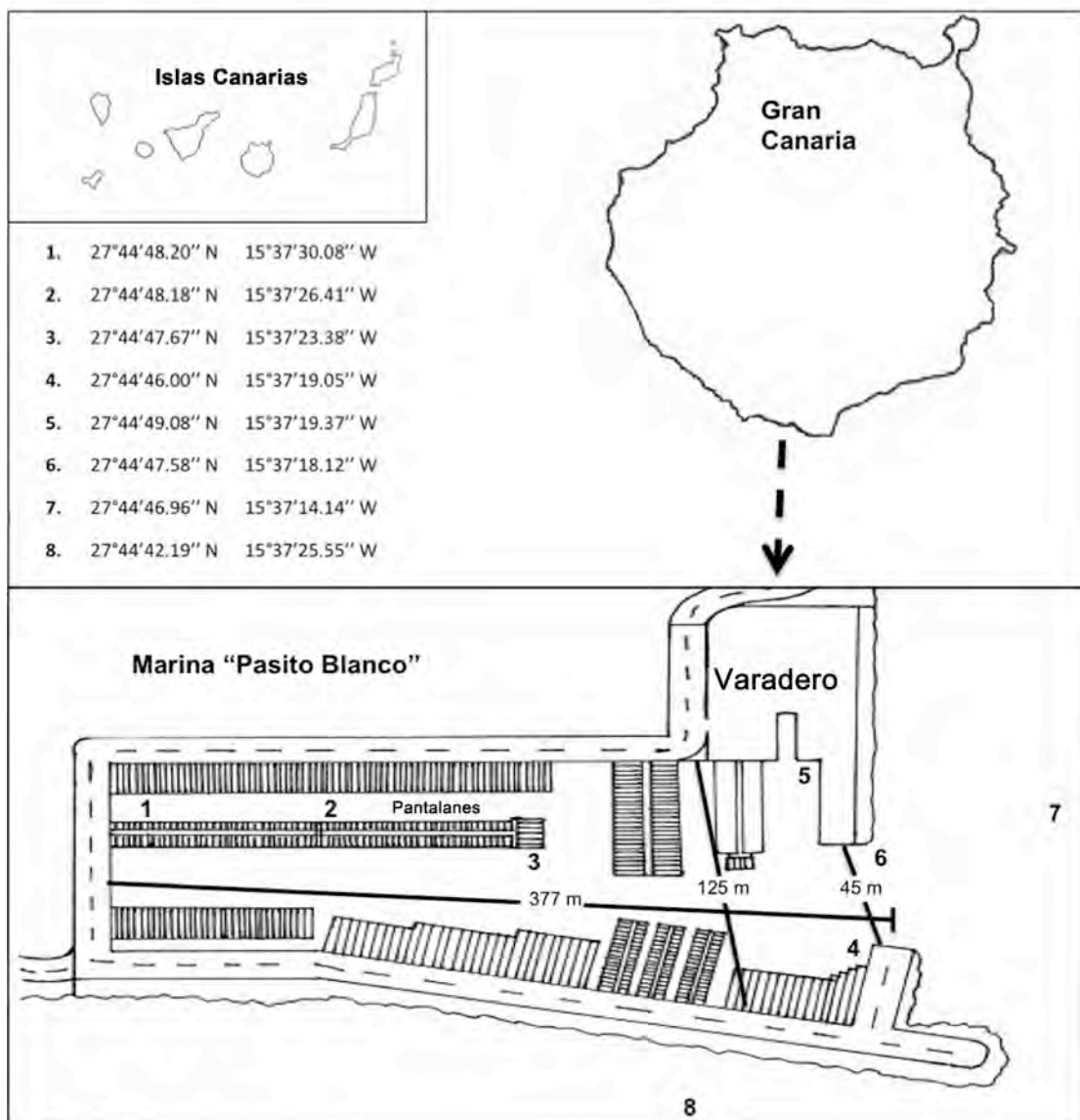


Figura VI.2. Ubicación de las estaciones de muestreo en el Puerto Deportivo Pasito Blanco.

En cada estación, se tomaron muestras de agua para realizar análisis de la comunidad fitoplanctónica, nutrientes y clorofila-*a*, y se midieron los parámetros físico-químicos temperatura y salinidad con una sonda multiparámetro YSI Modelo 30/25 ET SN: 96K1091AC.

Las muestras de agua fueron recogidas con una botella Niskin de cinco litros de capacidad, y a una profundidad de dos metros, siendo almacenadas en garrafas de agua previamente etiquetadas. Se tomaron alícuotas para el análisis cualitativo y cuantitativo del fitoplancton en botellas de 500 mL que fueron fijadas con una solución de Lugol para su conservación y posterior observación microscópica. Se tomaron alícuotas de 500 mL para el análisis de nutrientes que fueron congeladas a -20 °C hasta su posterior análisis. Para los análisis de clorofila-*a* se filtraron 3,5 litros de agua utilizando filtros de fibra de vidrio Milipore de 47µm y aplicando succión; cada filtro fue almacenado en viales de plástico resistente a bajas temperaturas y almacenados a -20 °C hasta análisis.

VI.2.3. Análisis de la concentración de nutrientes y clorofila-*a*

Los análisis de los nutrientes y la clorofila-*a* se realizaron en los laboratorios del Grupo de Oceanografía Operacional y Descriptiva del Instituto Canario de Ciencias Marinas (ICCM) en Gran Canaria.

La concentración de nitratos en el agua fue determinada mediante el método de reducción de cadmio (Wood *et al.*, 1967). La concentración de fosfatos se midió por la presencia de fosfatos inorgánicos disueltos de acuerdo a Koroleff (1983a), mediante la determinación dada por Murphy & Riley (1962) y adaptada por Strickland & Parsons (1972). Los silicatos se midieron con la metodología propuesta por Koroleff (1983b) basado en la formación de ácido de silicomolibdato. Todas las determinaciones de nutrientes se llevó a cabo mediante el uso de un autoanalizador de flujo continuo segmentado Skalar© San Plus System.

-

La concentración de clorofila-*a* se determinó mediante un análisis fluorométrico siguiendo la metodología descrita por Welschmeyer (1994), la cual consiste en incorporar 10 ml de acetona (90%) a cada filtro para extraer los pigmentos; los filtros son almacenados en refrigeración por 24 horas y después se mide la concentración de clorofila-*a*. La determinación se realiza utilizando un fluorómetro TURNER 10-AU-000.

VI.2.4. Identificación y recuento del fitoplancton

Se siguieron las técnicas descritas en el apartado de Materiales y Métodos Generales.

VI.2.5. Análisis estadístico

Se siguieron las técnicas descritas en el apartado de Materiales y Métodos Generales. Además, para determinar de que manera la comunidad fitoplanctónica influía en la posición de la estaciones de muestreo, se realizó un análisis de ordenación Coordenadas Principales (PCO, por su siglas en inglés), el cual se elaboró con el programa PCO para Windows (Anderson, 2003).

VI.3. RESULTADOS

VI.3.1. Variables físico-químicas, nutrientes y clorofila-*a*

En general, las variables físico-químicas mostraron poca variabilidad interanual ($p < 0.01$) y entre las estaciones ($p > 0.01$). La temperatura mostró los valores más bajos entre invierno y principios de primavera, e incrementó en los meses de verano y otoño, oscilando entre 19.00 °C en abril y mayo del 2009 y 24.10 °C en agosto, septiembre y octubre del 2009, con un promedio de 21.80 ± 0.20 °C. Anualmente, el promedio de salinidad fue de 31.94 ± 0.18 g L⁻¹, y este parámetro presentó dos picos de concentración salina, el primero en primavera, cuando se determinó el valor más alto de salinidad, 36.10 g L⁻¹, y el segundo a principios de otoño, en octubre. El valor mínimo de salinidad se presentó en el mes de julio del 2009 y fue de 29.30 g L⁻¹ (Figura VI.3).

Todos los nutrientes presentaron diferencias significativas tanto entre los meses de muestreo y como entre las diferentes zonas ($p < 0.01$). Los fosfatos mostraron un rango de concentración entre 0.26 y 4.48 μMol, el mes de agosto presentó diferencias significativas con respecto a los otros meses. Los nitratos presentaron una mayor variación mensual que los fosfatos, observando un rango entre 0.810 μMol y 39.62 μMol, con diferencias significativas entre los meses noviembre y febrero respecto a los restantes meses del periodo de muestreo. Los silicatos oscilaron entre 0.57 y 11.75 μMol, con una variabilidad significativa entre los meses de primavera, verano y otoño-invierno. Entre las estaciones de muestreo, los nutrientes mostraron un patrón de zonación; se evidenció como las estaciones 1, 2 y 3 correspondientes a la zona interna presentaron las mayores concentraciones de todos los nutrientes, mientras los valores más bajos se presentaron en la zona exterior del puerto (estaciones 7 y 8) (Figura VI.4).

La concentración de clorofila-*a* también mostró diferencias significativas tanto temporales como espaciales. El mes de julio presentó la mayor concentración de

biomasa, la cual varió muy poco en los otros meses analizados. El rango de clorofila-*a* osciló entre 0.05 y 2.27 mg L⁻¹, con un promedio de 0.44 ± 0.04 mg L⁻¹. La variabilidad espacial presentó un patrón similar al de los nutrientes, con una mayor concentración en las estaciones internas que disminuía hacia el exterior (Figura VI.5).

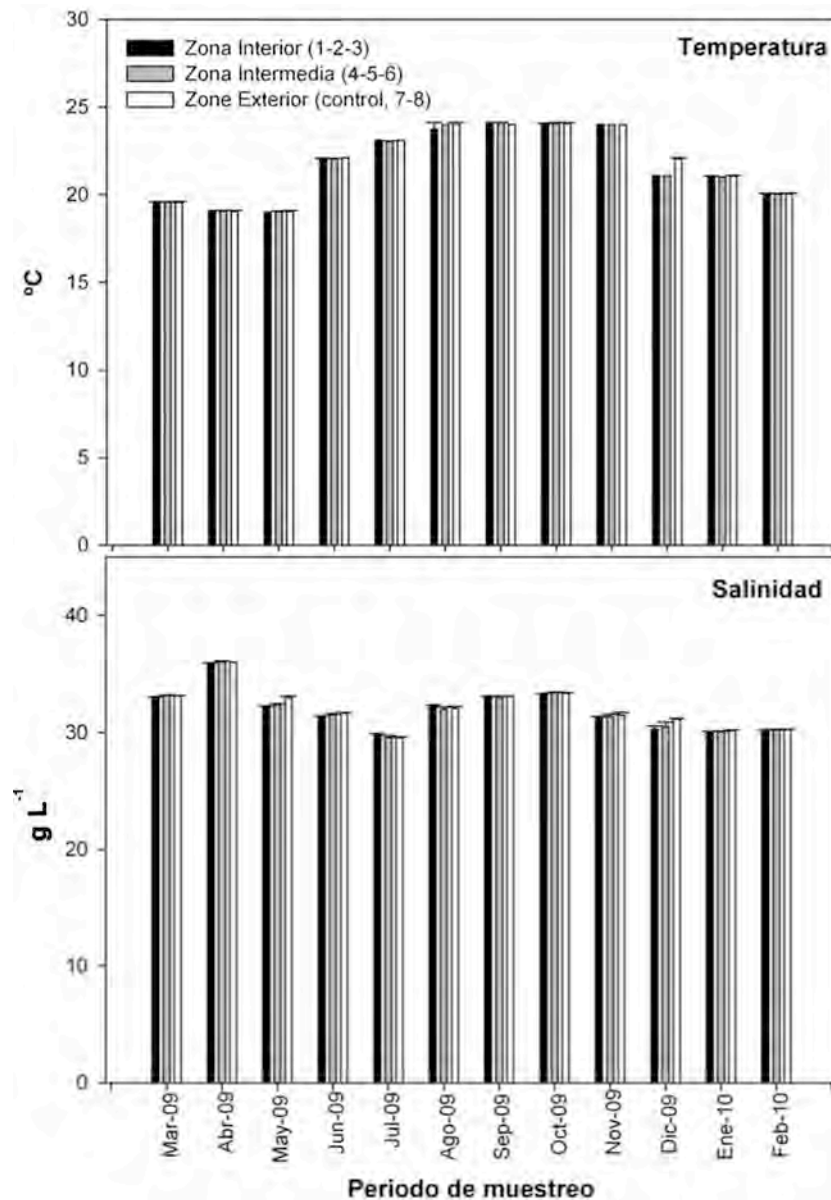


Figura VI.3. Variabilidad temporal de la temperatura y la salinidad en cada zona de estudio en el Puerto Deportivo de “Pasito Blanco”.

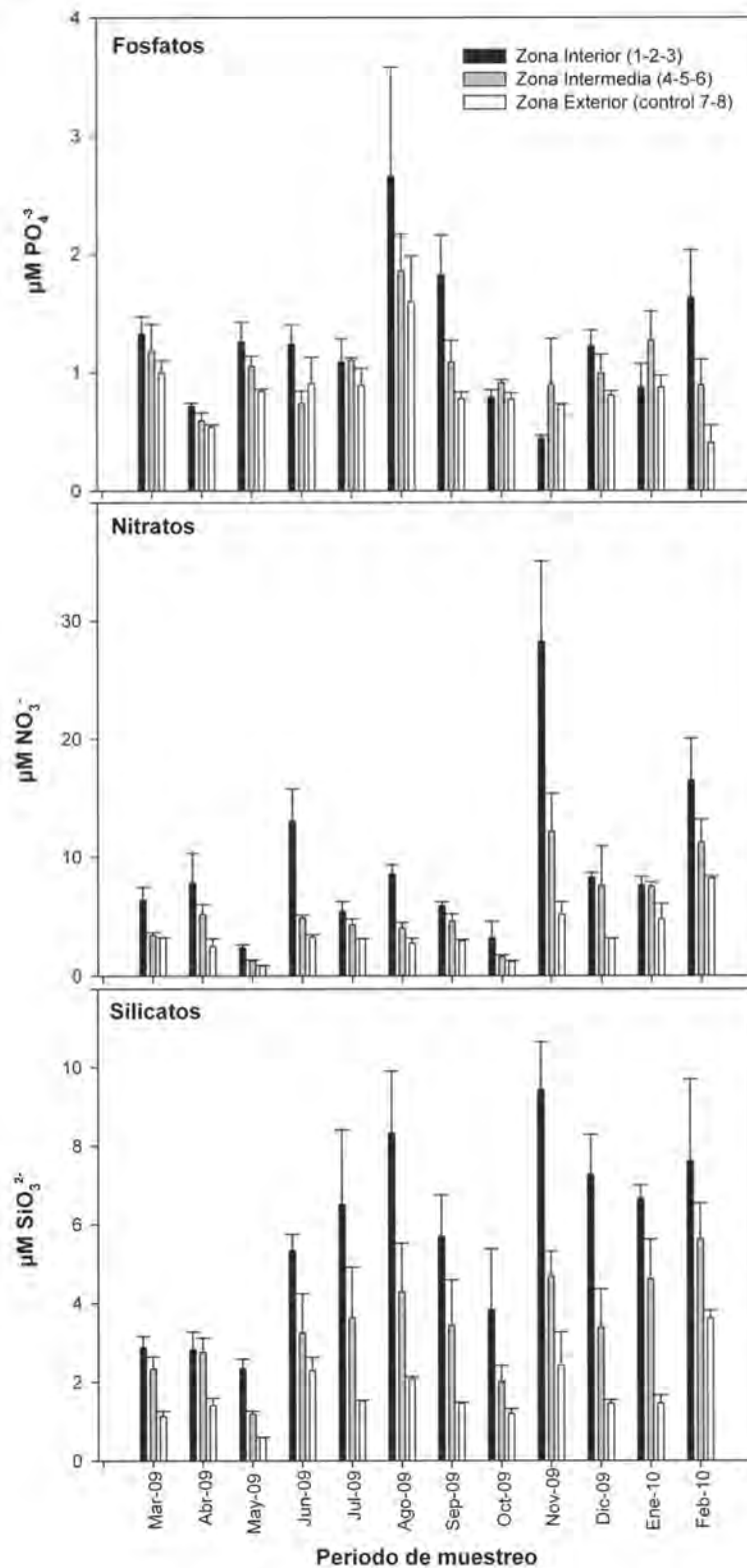


Figura VI.4. Variabilidad temporal de la concentración de nutrientes en cada zona de estudio en el Puerto Deportivo de “Pasito Blanco”.

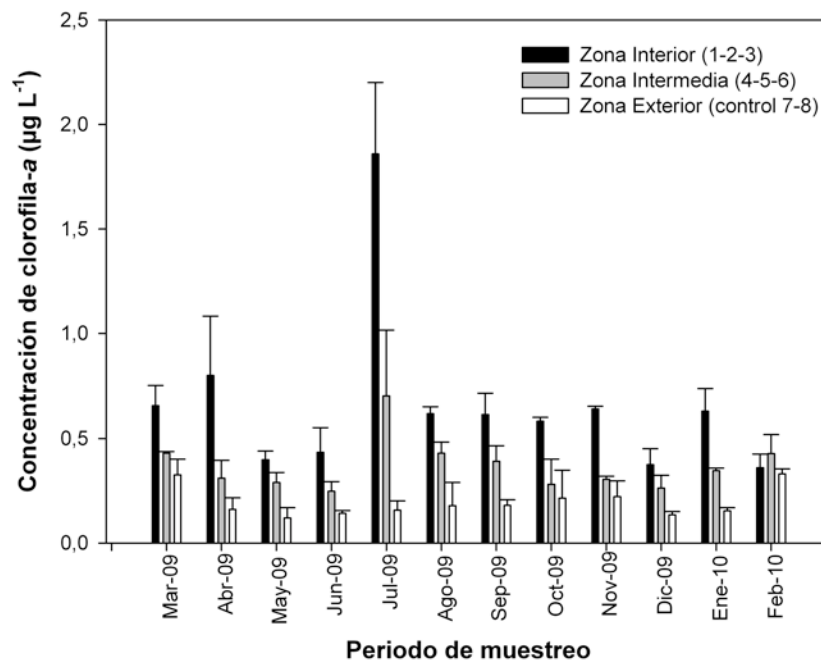


Figura VI.5. Variabilidad temporal de la concentración de clorofila-a en cada zona de estudio en el Puerto Deportivo de “Pasito Blanco”.

VI.3.2. Diversidad de Fitoplancton

La comunidad fitoplanctónica en las aguas del Puerto Deportivo de “Pasito Blanco” estuvo representada por 212 especies diferentes (Anexo 4), de los cuales la mayor diversidad correspondió a los dinoflagelados con 100 especies, seguidos por las diatomeas con 94 especies, las cianófitas con 12 especies, y los restantes organismos distribuidos entre los grupos del fitoplancton Prasinofíceas, Criptófitas, Euglenófitas (dos especies), y Silicoflagelados (dos especies). Además, al representar componentes importantes del plancton durante todo el muestreo, se identificaron los Ciliados y los 28 especies de Tintinnidos, grupos que estuvieron presentes en todas las estaciones de Pasito Blanco. De acuerdo a la distribución en cada estación y en cada muestreo, se identificaron como especies frecuentes en este trabajo las diatomeas *Cylindrotheca closterium*, *Leptocylindrus danicus*, *Navicula* sp, *Pleurosigma* sp, *Rhaphoneis amphiceros*, los dinoflagelados *Gonyaulax* sp, *Gyrodinium glaucum*, *Prorocentrum triestinum*, *Protoperidinium sp1*, *Scrippsiella trochoidea*, la euglenófitas *Eutreptiella* sp, el tintinnido *Tintinnopsis lobiancoi*, y los grupos prasinofíceas y criptófitas.

A excepción de los silicoflagelados, todos los grupos plantónicos presentaron diferencias significativas entre el periodo de muestreo y entre las estaciones en el puerto deportivo. Las diatomeas oscilaron en un rango entre 0 y 1.1×10^5 cél L⁻¹, mostrando diferencias en los meses de marzo y agosto, muestreos en los que se observaron multiplicaciones masivas “blooms” de las especies *Guinardia striata* y *Thalassiosira* sp, respectivamente. Los dinoflagelados se mantuvieron estables todo el año y únicamente presentaron diferencias significativas en el mes de julio cuando se observó una proliferación masiva de *Prorocentrum triestinum* que provocó una coloración verdosa-rojiza en las aguas internas del puerto (Figura VI.6). El rango de variación en la concentración de dinoflagelados durante la proliferación fue de 1.4×10^2 y 1.3×10^6 cél L⁻¹. Respecto a la estaciones, tanto las diatomeas como los dinoflagelados mostraron una diferenciación entre zonas, diferenciándose significativamente la zona interna donde se presentaron los “blooms” de ambos grupos fitoplanctónicos (Figura VI.7).

Las prasinofíceas y las criptófitas, (flagelados marinos), fueron los grupos más abundantes durante casi todo el muestreo, con concentraciones de células que oscilaron entre 3.5×10^3 y 3.4×10^5 cél L⁻¹, y entre 0 y 8.2×10^4 cél L⁻¹, respectivamente. Ambos grupos presentaron varias proliferaciones algales durante el periodo de estudio; las prasinofíceas mostraron un incremento en la concentración de células en los meses de agosto y noviembre, mientras las criptófitas presentaron una proliferación en octubre (Figura VI.8). Las estaciones internas presentaron las mayores abundancias con diferencias significativas, respecto a las estaciones externas (Figura VI.8). Las euglenófitas oscilaron entre concentraciones de 0 cél L⁻¹ y 4.6×10^3 cél L⁻¹, y su mayor presencia se produjo en los puntos de muestreo internos observándose diferencias significativas entre las zonas internas respecto a las estaciones de muestreo intermedias y externas (Figura VI.8).

Las cianófitas y los silicoflagelados, fueron grupos fitoplanctónicos de abundancia baja en relación a los otros organismos identificados; las primeras,



Figura VI.6. Florecimiento algal del dinoflagelados *Prorocentrum triestinum* en el Puerto Deportivo de “Pasito Blanco”.

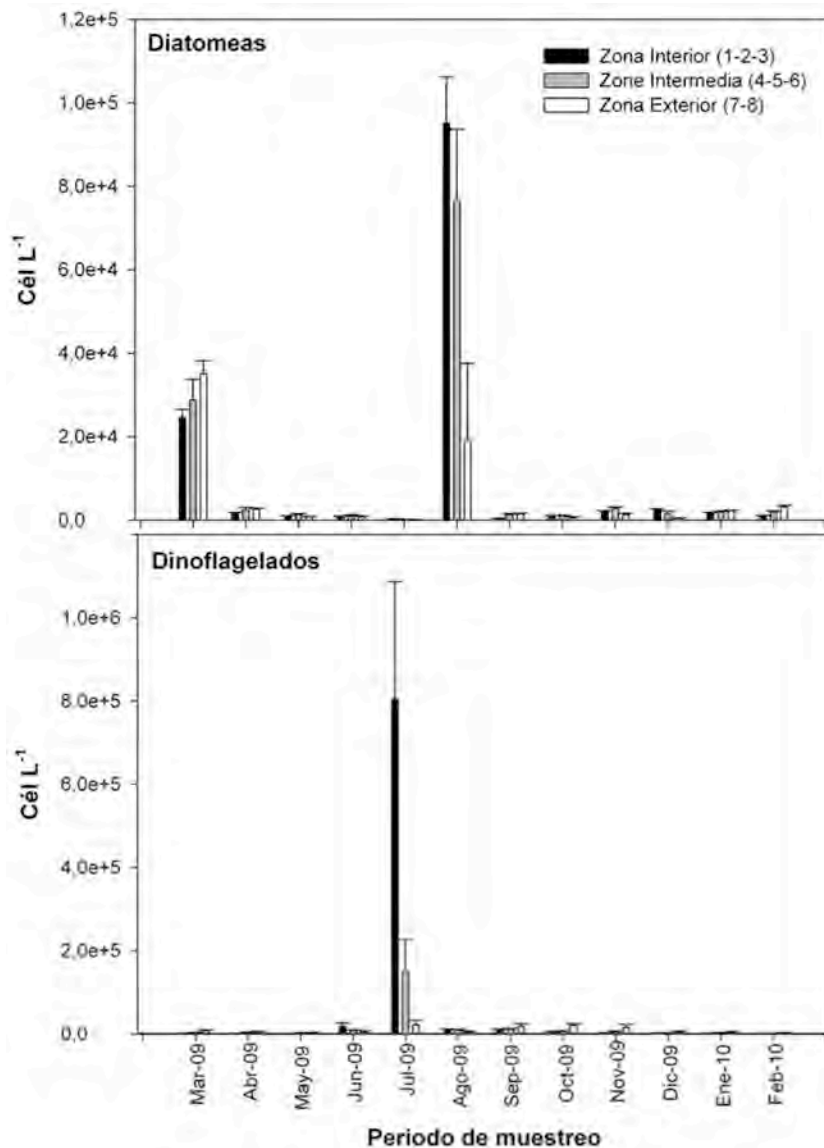


Figura VI.7. Variabilidad temporal de la abundancia de diatomeas y dinoflagelados en cada zona de estudio en el Puerto Deportivo “Pasito Blanco”.

presentaron un rango de concentración celular entre 0 y 120 cél L^{-1} , mientras los silicoflagelados oscilaron entre 0 y 10 cél L^{-1} (Figura VI.9). Especialmente, las cianófitas tendieron a aumentar en la zona intermedia, donde se presentaron las mayores abundancias de este grupo fitoplanctónico. Los silicoflagelados, no presentaron diferencias significativas entre estaciones, aunque su presencia estuvo asociada principalmente a las estaciones externas (Figura VI.9).

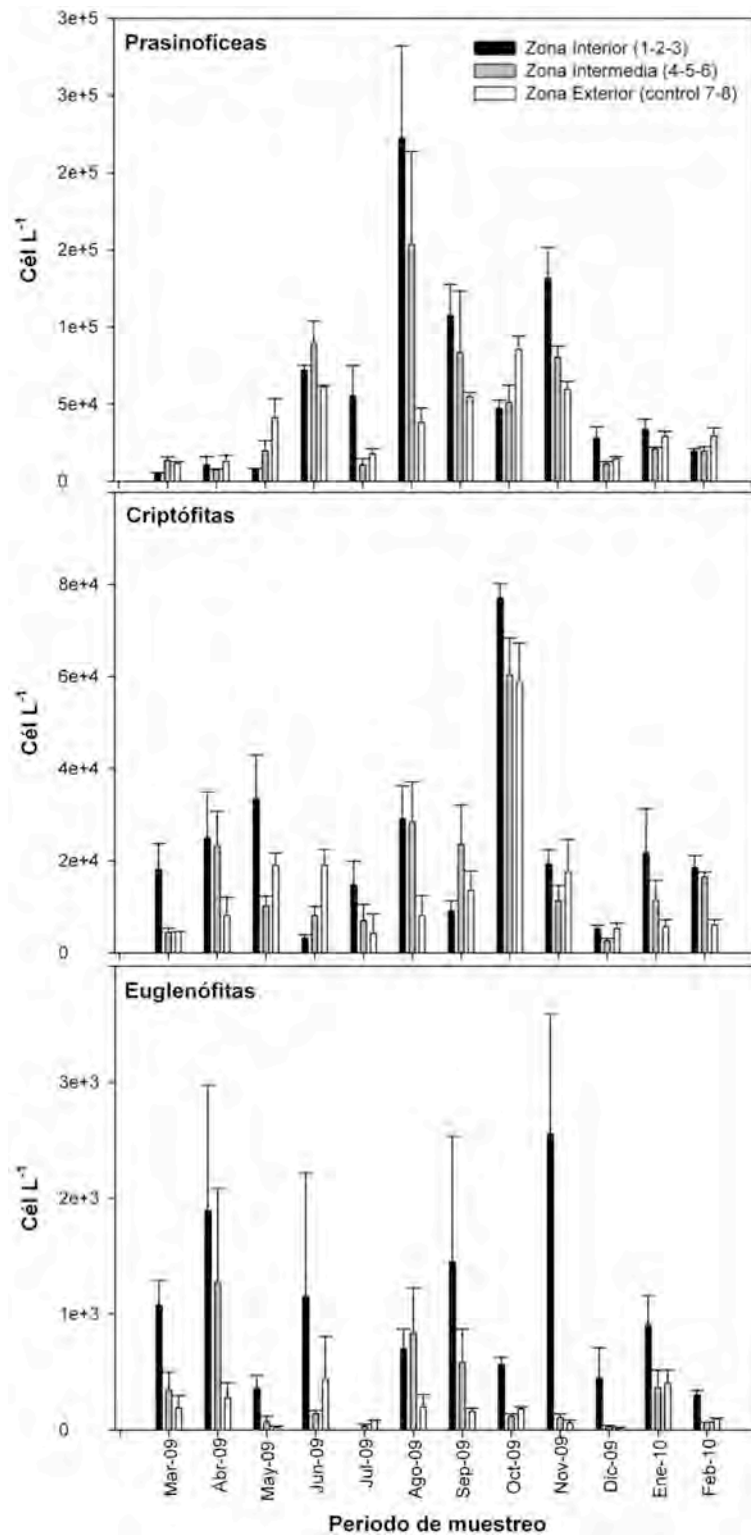


Figura VI.8. Variabilidad temporal de la abundancia de prasinofíceas, criptófitas y euglenófitas en las zonas de estudio en el Puerto Deportivo “Pasito Blanco”.

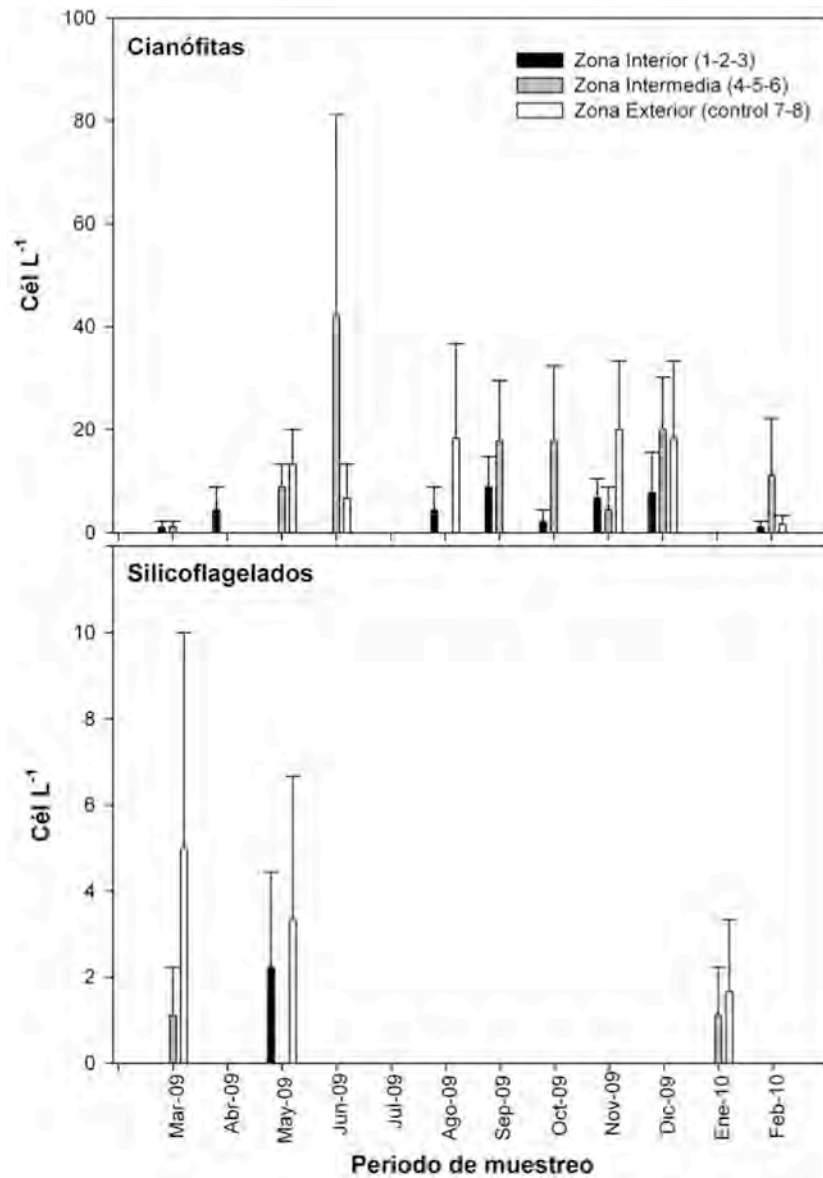


Figura VI.9. Variabilidad temporal de la abundancia de cianófitas y silicoflagelados en cada zona de estudio en el Puerto Deportivo de “Pasito Blanco”.

Los ciliados y los tintinnidos mostraron un rango entre 0 y 4.2×10^4 cél L⁻¹, y 0 y 3.5×10^3 cél L⁻¹, respectivamente, y presentaron diferencias significativas mensuales, caracterizándose los ciliados por presentar una mayor proliferación de células en los meses de agosto y noviembre, mientras los tintinnidos tendieron a aumentar a finales de primavera, verano y mediados de invierno. Entre las estaciones, estos grupos plantónicos presentaron una relación inversa, los ciliados fueron los organismos

característicos de la zona interna del puerto, mientras los tintinnidos presentaron una mayor abundancia en la zona exterior (Figura VI.10).

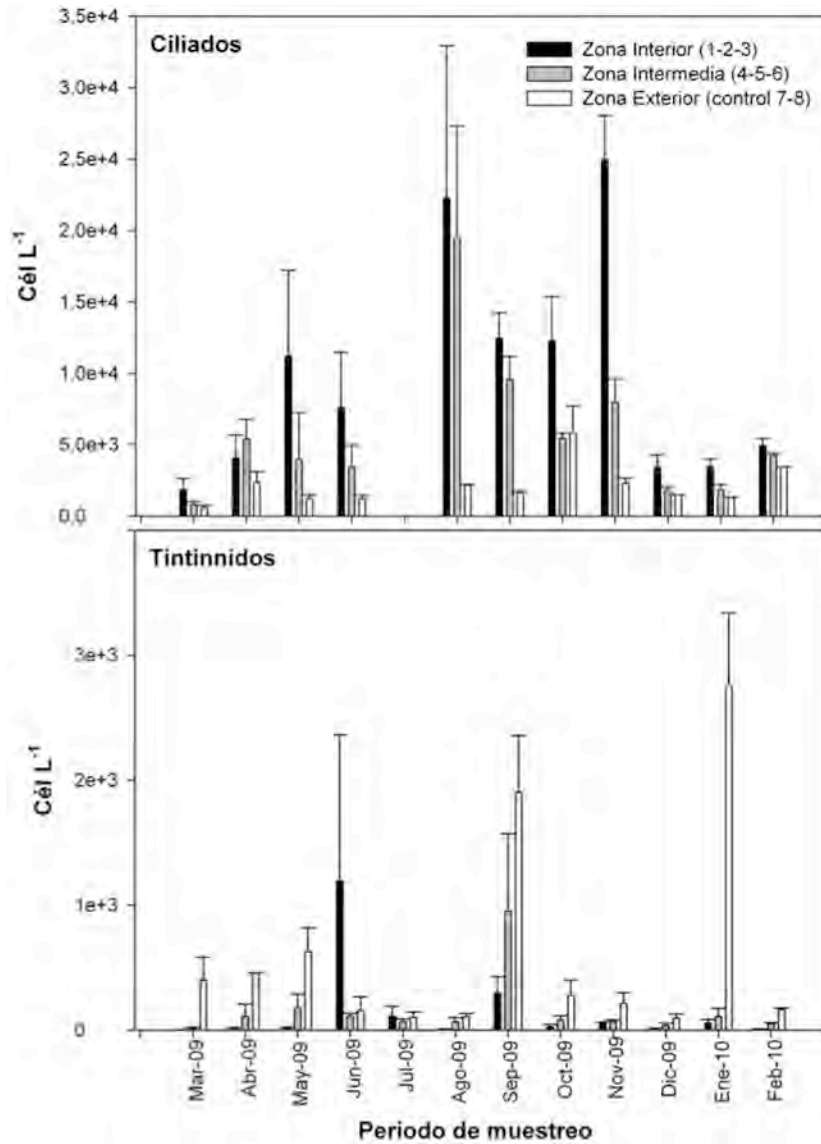


Figura VI.10. Variabilidad temporal de la abundancia de ciliados y tintinnidos en cada zona de estudio en el Puerto Deportivo de “Pasito Blanco”.

Al correlacionar todos los grupos fitoplanctónicos y las variables ambientales, se observaron diferencias significativas entre los grupos fitoplanctónicos de diatomeas y prasinofíceas ($R=0.572$, $R^2=0.327$, $p<0.001$), y estas últimas con los ciliados ($R=0.708$, $R^2=0.501$, $p<0.001$), mientras los dinoflagelados mostraron una relación positiva con la concentración de clorofila-*a* ($R=0.771$, $R^2=0.595$, $p<0.001$) (Tabla VI.1).

Tabla IV.1. Correlación de Pearson entre los grupos fitoplanctónicos y las variables físico-químicas determinadas en el Puerto Deportivo "Pasito Blanco". (*. La correlación es significativa al nivel de 0.01 (bilatera)).

	Dt	Dn	Pr	Cr	Eu	Ci	Si	Cil	Tin	Clo- α	NO $_3^-$	PO $_4^{3-}$	SiO $_3^{2-}$	T	S
Dt	1														
Dn	-0.074	1													
Pr	0.572*	0.018	1												
Cr	0.078	-0.032	0.246	1											
Eu	0.076	-0.112	0.283	0.170	1										
Ci	-0.119	-0.080	0.069	-0.097	-0.121	1									
Si	0.051	-0.045	-0.141	-0.024	-0.053	-0.039	1								
Cil	0.486	-0.143	0.708*	0.299	0.334	-0.017	-0.131	1							
Tin	-0.112	-0.043	-0.001	-0.157	0.082	-0.081	0.050	-0.120	1						
Clo- α	0.073	0.771*	0.135	0.091	0.277	-0.141	-0.096	0.104	-0.159	1					
NO $_3^-$	-0.039	-0.045	0.241	-0.107	0.504	-0.079	-0.131	0.313	-0.038	0.171	1				
PO $_4^{3-}$	0.508	0.039	0.288	0.009	0.070	-0.033	0.031	0.179	-0.098	0.137	0.041	1			
SiO $_3^{2-}$	0.187	0.227	0.396	0.000	0.349	-0.017	-0.211	0.466	-0.210	0.427	0.703*	0.348	1		
T	0.154	0.146	0.586	0.275	0.021	0.107	-0.254	0.365	0.073	0.106	0.088	0.141	0.223	1	
S	0.104	-0.235	-0.003	0.325	0.251	-0.019	0.057	0.122	0.017	-0.130	-0.268	-0.101	-0.354	-0.200	1

Abreviaturas: Dt (Diatomeas); Dn (Dinoflagelados); Pr (Prasinofíceas); Cr (Criptofitas); Eu (Euglenofitas); Ci (Cianofitas); Si (Silicoflagelados); Cil (Ciliados); Tin (Tintinnidos); Chla (Clorofila- α); NO $_3^-$ (Nitratos); PO $_4^{3-}$ (Fosfatos); SiO $_3^{2-}$ (Silicatos); T°C (Temperatura); S (Salinidad); C (Conductividad).

Los índices de diversidad de Shannon y de dominancia de Simpson presentaron una diversidad entre 0.345 y 2.611, y una dominancia con un rango de 0.247 y 0.913, donde tanto la mínima diversidad como la máxima dominancia estuvieron asociadas a la proliferación del dinoflagelado *P. triestinum* en el mes de julio del 2009 (Figura VI.11).

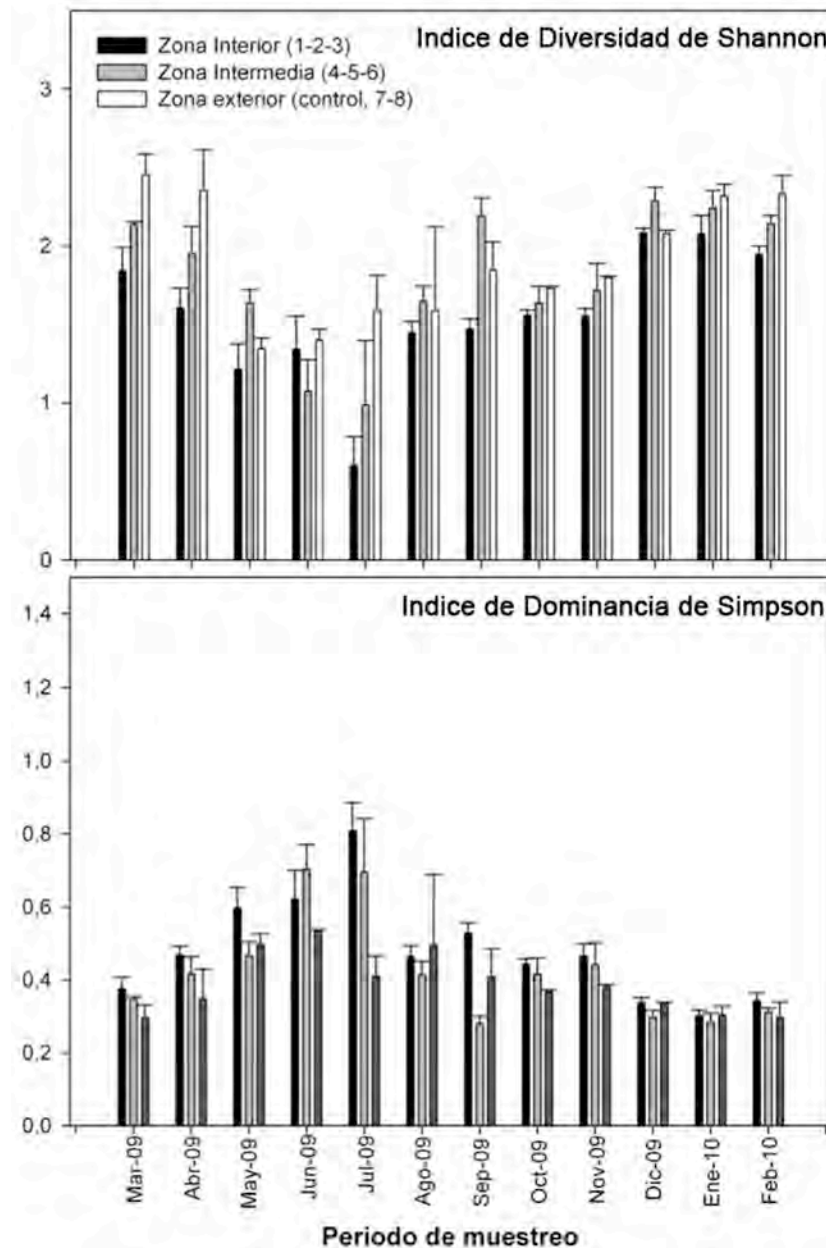


Figura VI.11 Variabilidad temporal de los índices de Diversidad de Shannon y de Dominancia de Simpson en cada zona de estudio en el Puerto Deportivo de "Pasito Blanco".

VI.3.3. Relación entre variables ambientales y fitoplancton

El análisis de coordenadas principales evidenció la existencia de un solapamiento entre las zonas interior e intermedia, lo cual evidenció como las características del confinamiento del agua dentro del puerto favorecen una mayor proliferación del fitoplancton en estas zonas. La zona exterior del puerto aparece separada de las zonas interiores e intermedias siendo irrelevante el solapamiento (Figura VI.12).

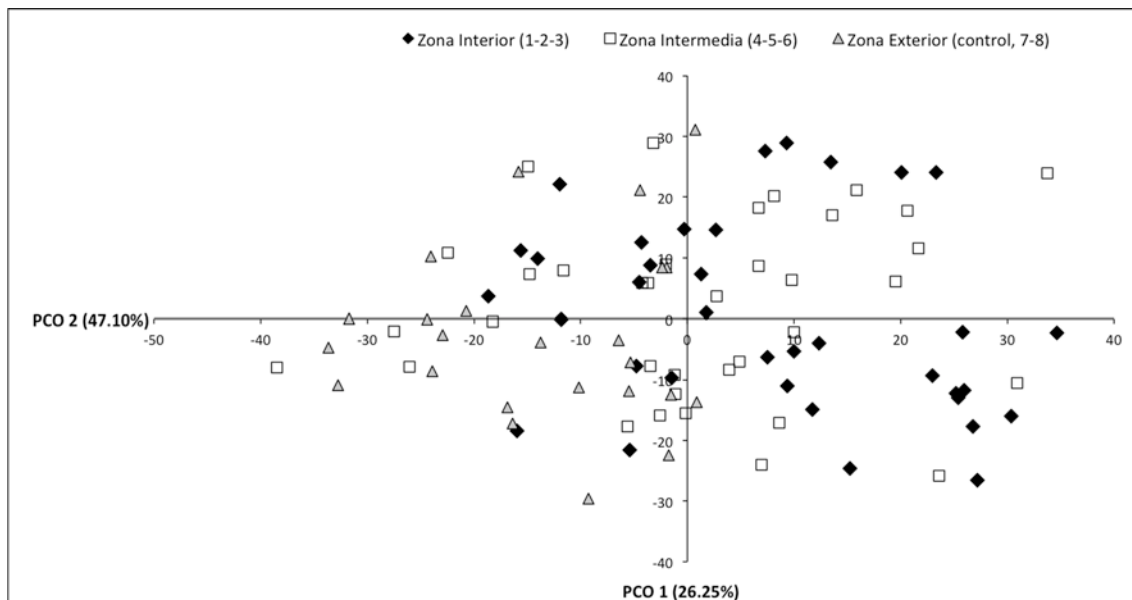


Figura VI.12. Análisis de Coordenadas Principales (PCO) para la concentración de fitoplancton en cada una de las zonas de estudio en el Puerto Deportivo de “Pasito Blanco”.

El análisis de correspondencias canónicas determinó un agrupamiento de las estaciones, de acuerdo a las características físico-químicas del medio. Las estaciones 1, 2 y 3 ubicadas en la zona de menor circulación y movimiento de las aguas, se agrupan principalmente de acuerdo a las concentraciones de nutrientes y clorofila-*a*. Las estaciones 4, 5 y 6 representan un punto medio entre la zona de mayor confinamiento de aguas y la salida del puerto, donde la variabilidad de los parámetros físico-químicos fluctúa entre las partes internas y externas del puerto, estas estaciones están situadas en la zona de mayor actividad del puerto. Los puntos 7 y 8,

correspondientes a la salida y zona exterior del puerto, presentaron una mayor relación a los parámetros temperatura y salinidad, ya que la variabilidad de estos factores es ligeramente mayor fuera del puerto (Figura VI.13). Este análisis es el que nos permitió el realizar el agrupamiento de cara a exponer resumidamente los resultados.

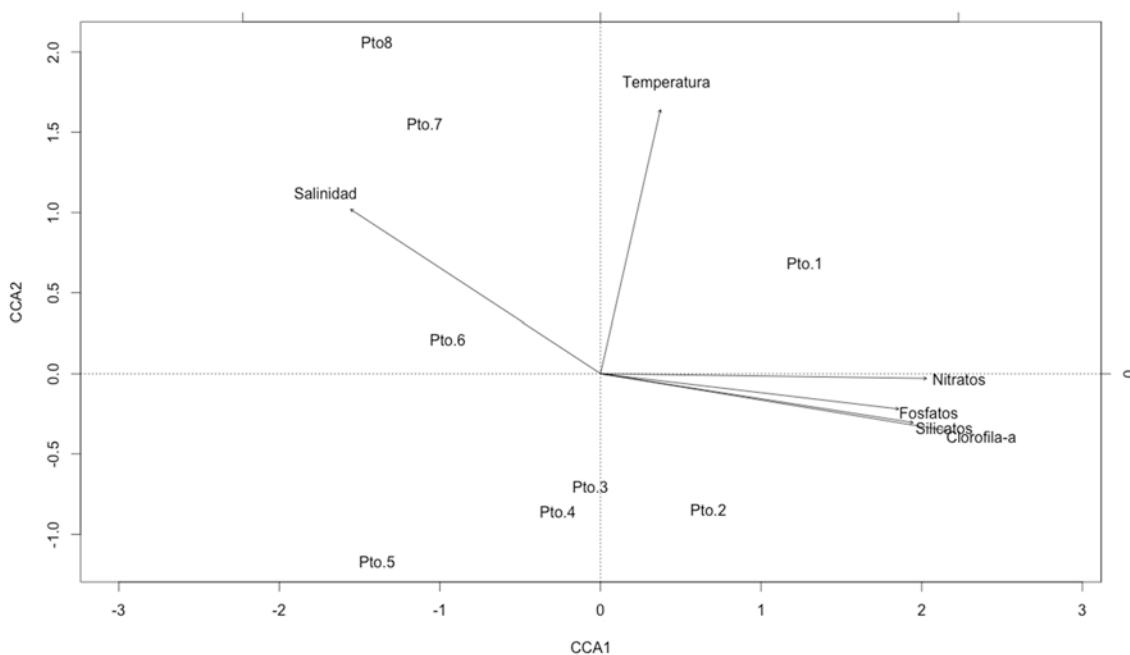


Figura VI.13. Análisis de Correspondencias Canónicas (CCA) para interrelacionar las variables físico-químicas respecto a cada estación de muestreo en el Puerto Deportivo de “Pasito Blanco”.

Al relacionar las estaciones con las variables ambientales y la comunidad fitoplanctónica, el análisis de redundancia determinó que las mayores concentraciones de nutrientes y clorofila-*a* se asociaban a los dinoflagelados y a las estaciones internas. Los restantes grupos fitoplanctónicos presentaron un comportamiento determinado por los valores bajos de las variables físico-químicas, sin diferenciación de alguno en particular (Figura VI.14).

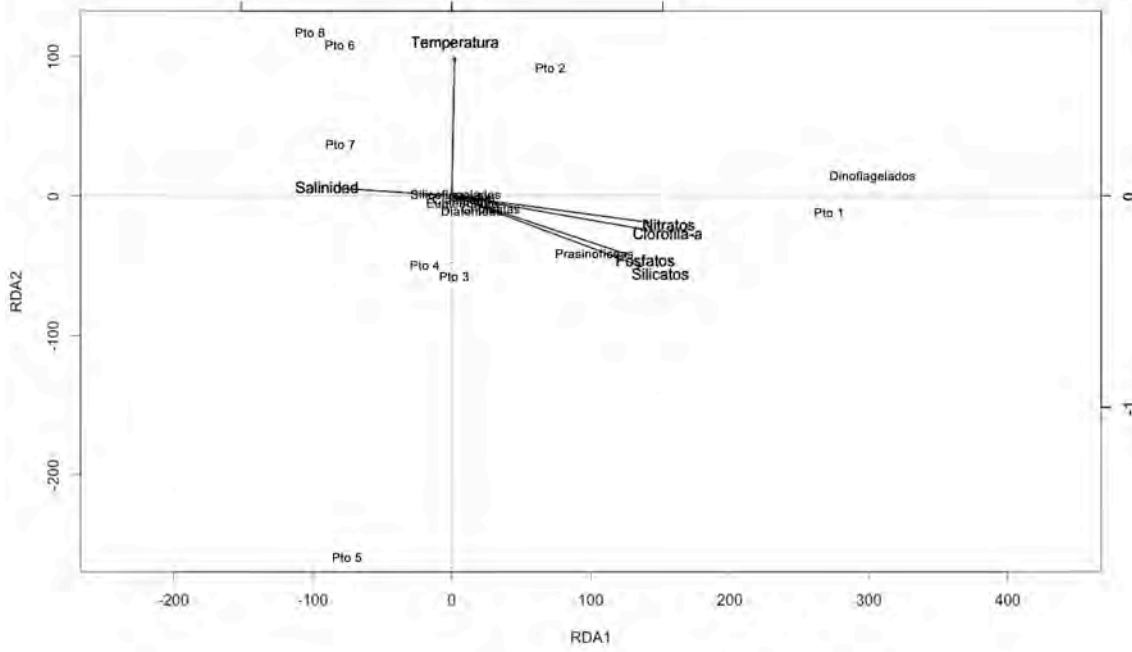


Figura VI.14. Análisis de Redundancia (RDA) entre los grupos fitoplanctónicos, las variables físico-químicas y las estaciones de muestreo en el Puerto Deportivo de “Pasito Blanco”.

VI.4. DISCUSIÓN

Este trabajo pone de manifiesto que el confinamiento de las aguas en ecosistemas costeros modificados y la dinámica de un puerto deportivo favorecen la proliferación algal, reflejando la interacción entre el fitoplancton y los diversos factores ambientales que propician su desarrollo. La diversidad de grupos del plancton evidencian la importancia del confinamiento de las aguas, ya que la poca dinámica del agua dificulta el transporte de los nutrientes hacia el mar abierto, favoreciendo la proliferación del fitoplancton (Puigserver *et al.*, 2002). Organismos como los flagelados cuya abundancia fue significativa durante todo el estudio, son indicativos del efecto de la acumulación de nutrientes dentro del puerto, ya que éstas son especies que viven preferentemente en áreas ricas en nutrientes (Naik *et al.*, 2011).

Al inicio del estudio, a finales de invierno del 2009, se produce la proliferación de las diatomeas dominadas por *Guinardia striata*, que disminuye hacia primavera; seguidamente se observa un aumento paulatino de los dinoflagelados hasta el “bloom” de *P. triestinum* a inicios de verano, tras el cual, las concentraciones de nutrientes, principalmente los silicatos, favorecen una nueva proliferación de las diatomeas, ahora dominadas por *Thalassiosira* sp, y de las prasinofíceas las cuales junto con las criptófitas predominan durante los siguientes etapas del periodo de estudio. Todo esto son evidencias de un proceso de sucesión interanual dentro del puerto que no se produce en el exterior. Según Xu *et al.* (2004) en un estudio de caso en el zona portuaria de Tolo en Hong Kong, una sucesión gradual de las diatomeas por los dinoflagelados, aunado a un incremento en la concentración de clorofila-*a* y en la ocurrencia de mareas rojas, es producto de la alteración del medio.

Las variables físico-químicas en el Puerto Deportivo de “Pasito Blanco” reflejan la variabilidad temporal general de las aguas del sur de Gran Canaria. De acuerdo a las características de las aguas subtropicales en las aguas circundantes a Gran Canaria se da anualmente un importante periodo de calentamiento que origina una termoclina casi permanente durante el año, la cual se debilita en invierno debido al enfriamiento

-

de la capa superficial, provocando una mezcla de la columna de agua y por lo tanto, una afloramiento de aguas ricas en nutrientes a la superficie que afecta tanto a las aguas superficiales de mar abierto como a las costeras, lo cual explicaría la tendencia de la concentración de nutrientes a aumentar durante la meses de invierno (Arístegui *et al.*, 2001). Sin embargo, los picos de nutrientes también se observaron en otros meses del año; los nitratos y silicatos presentaron un aumento significativo en Noviembre el cual se puede asociar a la entrada de nutrientes por los filamentos del afloramiento costero africano, el cual se ha determinado tiene efecto sobre el sector sureste de la isla de Gran Canaria en mes de Octubre (Arístegui and Montero, 2005). Según Pérez *et al.* (2010) y Teira *et al.* (2011), en las aguas costeras los efectos de los afloramientos representan una de las principales fuentes de nitratos. Los silicatos presentaron otro pico de concentración en el mes de agosto al igual que los fosfatos, lo cual se puede asociar al aumento de la actividad del puerto en este mes, lo que conlleva un aumento en la descarga directa de aguas de desecho en el puerto y en las zonas aledañas. Esto coincide con los reportado por Varela & Prego (2003) para el Puerto de A Coruña, donde determinaron que el incremento de los nutrientes en las aguas superficiales sugieren que la descarga de aguas de desecho en el puerto representa la principal fuente de éstos. Además, según Aktan (2011), para la costa de Turquía, las máximas concentraciones de nutrientes pueden estar asociadas a la actividad turística, la descarga de aguas residuales, tráfico marino, flujos industriales entre otros.

Las concentraciones de nitratos, fosfatos y silicatos fueron superiores en las zonas de mayor confinamiento de las aguas, mientras en las estaciones externas, donde la dinámica marina permite un mayor movimiento y dilución de las aguas, los nutrientes disminuyeron respecto al interior del puerto. De acuerdo con Varela & Prego (2005) y Spatharis *et al.* (2010) los patrones de circulación dentro de un puerto se ven disminuidos dando como resultado la retención y acumulación de nutrientes. También coincide con lo observado por Yung *et al.* (1997) y Lie *et al.* (2011) para el Puerto de Tolo en Hong Kong, donde determinaron que la mayores concentraciones de

-

-
nutrientes en la parte interna del puerto es producto de la poca profundidad, el confinamiento de las aguas y la baja tasa de flujo.

Las proliferaciones algales observadas reflejan como la disponibilidad de nutrientes representa un controlador de la dinámica y abundancia del fitoplancton (Estrada *et al.*, 2003; Barbosa *et al.*, 2010; Hu *et al.*, 2011; Thompson *et al.*, 2011), principalmente en el caso de las diatomeas. Tanto el “*bloom*” de *G. striata* como de *Thalassiosira* sp se dieron en momentos en que la disponibilidad de nutrientes presentaba picos de concentración, y esto coincide con lo observado por Baytut *et al.* (2010) para la Bahía Samsun al sur del Mar Negro donde encontraron que la densidad de células del fitoplancton incrementaba durante los periodos de aumento en los nutrientes. En ambos casos, el aumento en la concentración de silicatos en marzo y agosto favorece la proliferación de las diatomeas, al ser un elemento formador de su estructura y por consiguiente, importante para su proliferación (Litchman & Klausmeier, 2008; Hu *et al.*, 2011). De acuerdo con Spatharis *et al.* (2007), la entrada de nutrientes en el sistema incide en la estructura de la comunidad fitoplanctónica, de manera que si hay una adición continua de nutrientes algunas especies mejor adaptadas a competir por nutrientes limitantes pueden desarrollar abundancias superiores llegando a excluir a especies competidoras más débiles, mientras que si el suministro de nutrientes es discontinuo la riqueza de especies podría aumentar al favorecerse la coexistencia de especies.

La proliferación del dinoflagelado *Prorocentrum triestinum* concuerda con lo señalado por Yung *et al.* (1997), quienes mencionan que en el Puerto de Tolo, Hong Kong, el cual se ve influido por diversas actividades humanas, hay una tendencia a la proliferación de dinoflagelados del género *Prorocentrum* a la formación de “*blooms*” frecuentes e irregulares. Según Gavio *et al.* (2010), la formación de mareas rojas en ambientes costeros es producto del impacto humano en la costa dando origen a un enriquecimiento de nutrientes en las aguas, lo que produce el aumento en la concentración de clorofila y la productividad primaria. Esto explica la relación positiva entre los dinoflagelados y la concentración de clorofila-*a*, los cuales se relacionaron tanto en el tiempo como en el espacio.

La abundancia de prasinofíceas y criptófitas en el puerto durante todo el muestreo refleja la dinámica de un sistema costero de carácter oligotrófico, característico de las aguas canarias, así como la influencia del uso antropogénico de la costa sobre la variabilidad fitoplanctónica. Según Puigserver *et al.* (2002), ambos grupos fitoplanctónicos representan algunos de los grupos de nanoplancton más importantes en sistemas oligotróficos, además, consideran que la descarga de aguas residuales y el movimiento de barcos en verano están relacionadas con el incremento de estos grupos. De acuerdo con Resende *et al.* (2007), Aktan (2011), Huete-Ortega *et al.* (2010) y Schlüter *et al.* (2011), la presencia de organismos flagelados pequeños en la comunidad fitoplanctónica es típico de aguas oligotróficas. Además, la alta densidad de flagelados en el puerto puede originarse debido al rápido crecimiento de estos organismo y su habilidad para la asimilación de nutrientes cuando estos aumentan en el ambiente (Yung *et al.*, 1997; Yung *et al.*, 2001; Litchman *et al.*, 2010). Van Lennig (2000) determinó en las aguas canarias que las prasinofíceas y las criptófitas conformaban agrupaciones fitoplanctónicas menores en el total de la población del fitoplancton, contrario a lo observado en este trabajo donde ambos grupos de microalgas constituyeron componentes mayoritarios del fitoplancton total en el puerto, y esta diferencia radica en que mientras el trabajo de Van Lenning se realizó en aguas oceánicas, este trabajo corresponde a aguas costeras confinadas.

La relación positiva entre las prasinofíceas y los ciliados, se debe a una relación trófica primaria, ya que se observó que el aumento en la concentración de células de las prasinofíceas coincide con el incremento en la abundancia de los ciliados, sugiriendo un proceso de pastoreo relevante en el puerto (Stelfox-Widdicombe *et al.*, 2004). Esto concuerda con lo observado por Widdicombe *et al.* (2010), quienes determinaron para el Canal Inglés Occidental que el patrón estacional de abundancia de los ciliados fue semejante a la dinámica poblacional de los fitoflagelados.

La asociación de las euglenófitas a la estaciones de la parte interna del puerto se debe a que son organismos que se ven favorecidos por material suspendido en el agua (Koenig *et al.*, 2003), y aunque en este trabajo, no se evaluó la turbidez del agua, mediante observaciones visuales durante el periodo de muestreo se pudo

-
constatar que el confinamiento de las aguas dentro del puerto contribuye a la presencia de partícula como aceites y otros contaminantes cuya dilución es menor que en la zona externa al puerto. Además, tanto las euglenófitas como los silicoflagelados identificadas en este trabajo corresponden a géneros considerados como plantónicos y bentónicos en zonas costeras (Thronsen, 1997; Thronsen *et al.*, 2007). La asociación de las cianobacterias principalmente a la estación 5, permite hacer una relación entre este grupo fitoplanctónico y la contaminación de las aguas del puerto, ya que dicho punto de muestreo es la zona donde se observó mayor concentración de aceites y basura en las aguas, y de acuerdo con Whitton & Potts (1982), la contaminación en sitios protegidos como se considera un puerto, favorece la proliferación de cianobacterias, las cuales se desarrollan principalmente en las zonas de mayor contaminación.

La presencia de ciliados y tintinnidos en las aguas del puerto concuerda con lo expuesto por Bode *et al.* (2005), quien reportó para la Ría de Ferrol, en el noroeste de España, que estos grupos fitoplanctónicos constituyeron un importante componente de la comunidad planctónica de las aguas costeras de la zona. En dos bahías semi-cerradas de Hong Kong, Lie *et al.* (2010), determinó que el grupo de microzooplancton más común fueron los ciliados. Además, según Bode *et al.* (2005) la abundante presencia de ciliados en aguas costeras, como en el puerto Pasito Blanco, es indicativo de una red trófica microbiana significativa.

Algunas de la especies consideradas como frecuentes en este trabajo están catalogadas como especies recurrentes en el agua de lastre de barcos (Gómez, 2008; Butrón *et al.*, 2011). Géneros como *Leptocylindrus*, *Gyrodinium*, *Prorocentrum* y *Protoperidinium*, fueron identificados en el agua de lastre en un estudio sobre la comunidades planctónicas como indicadores del intercambio de agua de lastre en mar abierto (Taylor *et al.*, 2007).

Tanto la diversidad como la dominancia de los organismos fitoplanctónicos en el Puerto Deportivo de “Pasito Blanco”, evidencia un ecosistema costero con una diversidad media y una baja dominancia, exceptuando el florecimiento de *P.*

-
triestinum, en el cual este dinoflagelado representa el organismo dominante compartiendo nicho únicamente con algunos otros dinoflagelados y tintinnidos. Esto es acorde con lo expuesto por Margalef (1986), quien menciona que para áreas costeras, como la zona estudiada, la diversidad oscila entre 1 y 2.5. Además, según Koenig *et al.* (2003), la alteración ambiental en los ecosistemas costeros, producto de factores endógenos y externos, contribuyen a la formación de sistemas heterogéneos que permiten que el número de nichos aumente, y con ello incrementa el número de organismos que pueden acceder a esos nuevos nichos. De acuerdo con Cebrián & Valiela (1999) y Cloern and Jassby (2008), varios factores como los afloramientos costeros, la resuspensión por el efecto del viento, la manipulación hidráulica y la introducción de nutrientes y especies, ejemplifican los procesos de disminución de la variabilidad del fitoplancton en las zonas litorales. En sistemas costeros artificiales como lo es un puerto comercial, la actividad marítima introduce un factor importante en la disminución de la variabilidad fitoplanctónica y el aumento de la dominancia, ya que el tráfico de barcos implica, mediante el agua de lastre, una variable de introducción de especies tanto fitoplanctónicas como de otros organismos. Según Butrón *et al.* (2011), *P. triestinum* especie de dinoflagelados nocivo, fue identificado en el Puerto de Bilbao, País Vasco, y su presencia en aguas vascas podría deberse a su ocurrencia en los puertos de origen del agua de lastre de barcos que entraron y descargaron en Bilbao.

La dinámica entre el fitoplancton y las variables ambientales de acuerdo a las estaciones de muestreo, reflejaron una zonación caracterizada por una concentración de los factores bióticos y abióticos en el interior del Puerto Deportivo Pasito Blanco, respecto a la zona externa a este. Según Gómez-Gesteira *et al.* (1999) y Callier *et al.* (2009), en un puerto el tiempo de residencia del agua es muy largo, lo que hace que en las partes internas de esta estructura el intercambio de las masas de agua sea limitado promoviendo la acumulación de diferentes variables (nutrientes, sedimentos etc.) y el aumento en la tasa de sedimentación natural, ya que estructuras como los diques de abrigo y los pantalanos disminuyen la circulación interna de las aguas, propiciando a largo plazo el proceso de anoxia. Además, la dinámica portuaria lleva implícito

-
variables que afectan directamente la calidad del agua circundante, como por ejemplo, la contaminación por aceite, residuos de pinturas antifouling utilizados para el mantenimiento de las embarcaciones, descarga de aguas de desecho, etc., los cuales alteran las condiciones del medio, favoreciendo o limitando la proliferación de organismos que puedan adaptarse a los cambios originados por la contaminación (Glasby, 1999; Gupta *et al.*, 2005; Buma *et al.*, 2009).

La relación de la comunidad fitoplanctónica con diversas variables ambientales en el Puerto Deportivo de “Pasito Blanco” ha reflejado como la infraestructura portuaria y el manejo operacional del mismo, contribuyen a modificar la dinámica costera, promoviendo la diferencia entre la zona propia del puerto y las aguas circundantes a este. La disposición y abundancia del fitoplancton, la concentración de clorofila-*a* y nutrientes ratifican esta diferenciación espacial, la cual aumenta debido al confinamiento de las aguas.

CAPÍTULO VII CONCLUSIONES

1. La diversidad de especies de la comunidad fitoplanctónica en Gran Canaria estuvo dominada por las diatomeas y los dinoflagelados, aunque especies de cianobacterias, prasinofíceas, criptófitas, euglenófitas y silicoflagelados, también estuvieron presentes.
2. A pesar de que las diatomeas y los dinoflagelados fueron los grupos con mayor número de especies en las aguas circundantes de Gran Canaria, las prasinofíceas y las criptófitas, fueron las agrupaciones fitoplanctónicas más abundantes con valores de 83,8% y 13,7%, respectivamente, con respecto al total de organismos en la columna de agua.
3. De acuerdo a la densidad total de células del fitoplancton en los diferentes puntos de muestreo, se observó una clara tendencia a que los puntos dentro del Puerto Deportivo Las Palmas presentara las mayores concentraciones de microalgas, con valores que oscilaron entre 1,5 y $4,5 \times 10^6$ cél/L.
4. Los índices de diversidad de Shannon (H) y de dominancia de Simpson (D) oscilaron entre $H = 0.476-1.949$ y $S = 0.376-0.836$, reflejando una tendencia a una baja diversidad y una alta dominancia en las diferentes estaciones de muestreo.
5. La asociación de los diferentes puntos de muestreo, basándose en la concentración de cada una de las especies identificadas en cada estación, refleja una tendencia a la agrupación en primera instancia, de las estaciones en el Puerto Deportivo Las Palmas; por otro lado, las estaciones aledañas a marinas o puertos deportivos, es decir, Playa Alcaravaneras y Playa Pasito Blanco; y finalmente, las estaciones que correspondieron a playas abiertas.

6. En el litoral del Municipio de San Bartolomé de Tirajana, los factores físico-químicos presentaron una tendencia temporal a aumentar hacia los meses invernales, oscilación que también se observó en los nutrientes y en las diatomeas, grupo que presentó la mayor diversidad de especies, seguidas de los dinoflagelados.
7. Dentro de las especies frecuentes en San Bartolomé se encontraron tanto diatomeas (*Chaetoceros* sp, *Coscinodiscus* sp, *Diploneis* sp, *Nitzschia closterium*, *Nitzschia seriata*, *Nitzschia* sp, *Navicula* sp, *Rhizosolenia stolterforthii*) como dinoflagelados (*Gonyaulax* sp, *Gymnodinium* sp, *Protoperdinium* sp) y los tintinnidos.
8. Las concentraciones de nutrientes, biomasa (clorofila) y los índices de diversidad en las aguas costeras de San Bartolomé evidenciaron la condición oligotrófica de las aguas canarias, con valores que oscilaron entre 0.0250 y 2.7117 $\mu\text{mol L}^{-1}$ los silicatos, para los nitratos, 0.0043 y 1.3098 $\mu\text{mol L}^{-1}$, y para los fosfatos, 0.0018 y 1.1878 $\mu\text{mol L}^{-1}$; la concentración de clorofila-*a* presentó valores entre 0.00339 y 0.66332 mg m^{-3} .
9. Se determinó que la orientación geográfica de las estaciones y el tipo de uso de la costa juega un papel importante en el litoral de San Bartolomé de Tirajana, agrupando las estaciones de acuerdo a su orientación en tres grandes conglomerados: las estaciones con dirección sur-este asociadas a zonas industriales y agrícolas, con un bajo desarrollo turístico en comparación con otras zonas, las estaciones con dirección sur ligadas a áreas de uso turístico y de urbanismo, y las estaciones con dirección sur-oeste, asociadas a zonas con deposición de aguas de desecho e industriales.
10. La construcción del puerto Marina Rubicón mostró una variabilidad espacial que refleja el efecto de la construcción del dique de abrigo y el confinamiento de una masa de agua.

11. El efecto del confinamiento de las aguas del puerto se observó principalmente entre la diversidad de comunidad fitoplanctónica y su abundancia con un incremento en la concentración de diatomeas.
12. La presencia de mayor cantidad de sedimentos finos dentro del puerto junto con la mayor concentración fitoplanctónica, originaron la disminución del coeficiente de extinción de luz en esta zona, ya que tanto los sedimentos como el fitoplancton son variables que limitan la entrada de luz en la columna de agua.
13. Al aumentar la concentración de células y la biomasa dentro del puerto (estación A), se observó una disminución en los nitratos y los fosfatos, lo que indica que se produce la absorción de los nutrientes estimulando a su vez la proliferación de células del fitoplancton.
14. En el Puerto Deportivo “Pasito Blanco” se observó una clara diferenciación entre las aguas internas de la marina respecto a las aguas externas circundantes. La concentración de nutrientes, clorofila-*a* y la mayoría de grupos fitoplanctónicos presentaron valores superiores en la zona interior del puerto.
15. El aumento en la concentración de nutrientes como los fosfatos y los silicatos en el mes de agosto se asociaron a la creciente actividad en el puerto debido a la temporada alta de veraneo, y que conlleva un aumento de la descarga directa de aguas de desecho y lavado de embarcaciones en el puerto y en las zonas aledañas.
16. Las características del confinamiento de las aguas en el Puerto Deportivo “Pasito Blanco” favorecieron la proliferación de organismos plantónicos, originando proliferaciones algales de las especies de diatomeas *Guinardia*

-

striata y *Thalassiosira* sp, del dinoflagelados *Prorocentrum triestinum*, y de los grupos fitoplanctónicos de las prasinofíceas y las criptófitas en la zona interna del puerto.

17. Los “blooms” de las diatomeas *G. striata* y *Thalassiosira* sp, y de las prasinofíceas y las criptófitas en el Puerto Deportivo “Pasito Blanco” estuvieron asociados al aumento de nutrientes en las aguas interiores del puerto.
18. La relación de la comunidad fitoplanctónica con diversas variables ambientales en el Puerto Deportivo “Pasito Blanco” refleja como la infraestructura portuaria y el manejo operacional del mismo, contribuyen a modificar la dinámica costera, promoviendo una heterogeneidad entre la zona propia del puerto y las aguas circundantes a este.

CAPÍTULO VIII REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

-
- Airoidi, L., Beck, M.W. 2007. Loss, status and trends for coastal marine habitats of Europe. *Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev.* 45, 345-405.
- Aktan, Y. 2011. Large-scale patterns in summer surface water phytoplankton (except picophytoplankton) in the Eastern Mediterranean. *Estuar. Coast Shelf. S.* 91, 551-558.
- Albay, M., Akcaalan, R. 2003. Comparative study of periphyton colonisation on common reed (*Phragmites australis*) and artificial substrate in a shallow lake, Manyas, Turkey. *Hydrobiologia* 506-509, 531-540.
- Álvarez-Góngora, C., Herrera-Silveira, J.A. 2006. Variations of phytoplankton community structure related to water quality trends in a tropical karstic coastal zone. *Mar. Pollut. Bull.* 52, 48-60.
- Anderson, M.J. (2003). PCO: a FORTRAN computer program for principal coordinate analysis. Department of Statistics, University of Auckland, New Zealand.
- Anderson, D.M., Glibert, P.M., Burkholder, J.M. 2002. Harmful algal blooms and eutrophication: Nutrients sources, composition and consequences. *Estuaries* 25, 704-726.
- Arístegui, J., Hernández-León, S., Gómez, M., Medina, L., Ojeda, A., Torres, S. 1989. Influence of north trade winds on the biomass and production of neritic plankton around Gran Canaria Island. In: Ros J.D. (ed.), *Topics in Marine Biology: Sci. Mar.* 52, 223-229.
- Arístegui, J. 1990. La distribución de la clorofila a en aguas de Canarias. *Boletín del Instituto Español de Oceanografía* 6, 61-72.
- Arístegui, J., Tett, P., Hernández-Guerra, A., Basterretxea, G., Montero, M.F., Wild, K., Sangrà, P., Hernández-León, S., Cantón, M., García- Braun, J.A., Pacheco, M., Barton, E.D. 1997. The influence of island-generated eddies on chlorophyll
-

-
- distribution: a study of mesoscale variation around Gran Canaria. *Deep-Sea Res. I.* 44, 71-96.
- Arístegui, J., Hernández-León, S., Montero, M., Gómez, M. 2001. The seasonal planktonic cycle in coastal waters of the Canary Islands. *Sci. Mar.* 65, 51-58.
- Arístegui, J., Montero, M.F. 2005. Temporal and spacial changes in plankton respiration and biomass in the Canary Island region: the effect of mesoscale variability. *J. Mar. Syst.* 54, 65-82.
- Bacchiocchi, F., Airoidi, L. 2003. Distribution and dynamics of epibiota on hard structures for coastal protection. *Estuar. Coast. Shelf. S.* 56, 1157-1166.
- Baig, H.S., Saifullah, S.M., Dar A. 2005. Occurrence and toxicity of *Amphidinium carterae* Hulbert in the North Arabian Sea. *Harmful Algae* 5, 133-140.
- Barbosa, A.B., Domingues, R.B., Galvão, H.M. 2010. Environmental forcing of phytoplankton in a Mediterranean estuary (Guadiana Estuary, South-western Iberia): A decadal study of anthropogenic and climatic influences. *Estuar. Coast.* 33, 324-341.
- Baytut, O., Gonulol, A., Koray, T. 2010. Temporal variations of phytoplankton in relation to eutrophication in Samsun Bay, southern Black Sea. *Turk. J. Fish. Aquat. Sc.* 10, 363-372.
- Bode, A., Álvarez-Ossorio, M.T., González, N., Lorenzo, J., Rodríguez, C., Varela, M., Varela, M.M. 2005. Seasonal variability of plankton blooms in the Ria de Ferrol (NW Spain): II. Plankton abundance, composition and biomass. *Estuar. Coast. Shelf. S.* 63, 285-300.
- Borja, A., Franco, J., Valencia, V., Bald, J., Muxika, I., Belzunce, M.J., Solaun, O. 2004. Implementation of the European Water Framework Directive from the Basque country (northern Spain): a methodological approach, *Mar. Pollut. Bull.* 48, 209–218.
-

-
- Bulleri, F. 2005. Role of recruitment in causing differences between intertidal assemblages on seawalls and rocky shores. *Mar. Ecol.-Prog. Ser.* 287, 53-65.
- Bulleri, F. 2006. Is it time for urban ecology to include the marine realm? *Trends. Ecol. Evol.* 21, 658-659.
- Bulleri, F., Chapman, M.G. 2004. Intertidal assemblages on artificial and natural habitats in marinas on the north-west coast of Italy. *Mar. Biol.* 145, 381-391.
- Bulleri, F., Chapman, M.G. 2010. The introduction of coastal infrastructure as a driver of change in marine environments. *J. Appl. Ecol.* 47, 26-35.
- Buma, A.G., Sjollem, S.B., van de Poll, W.H., Klamer, H.J.C., Bakker, J.F. 2009. Impact of the antifouling agent Irgarol 1051 on marine phytoplankton species. *J. Sea. Res.* 61, 133-139.
- Butrón, A., Orive, E., Madariaga, I. 2011. Potential risk of harmful algae transport by ballast waters: The case of Bilbao Harbour. *Mar. Pollut. Bull.* 62, 747-757.
- Callier, M.D., Fletcher, R.L., Thorp, C.H., Fichet, D. 2009. Macrofaunal community responses to marina-related pollution on the south coast of England and west coast of France. *J. Mar. Biol. Assoc. U.K.* 89, 19-29.
- Casado-Martínez, M.C., Forja, J.M., DelValls, T.A. 2009. A multivariate assessment of sediment contamination in dredged materials from Spanish ports. *J. Hazard. Mater.* 163, 1353-1359.
- Cavalcanti, D.H., Gonçalves, M., Felipe, M., de Oliveira, J.Z. 2010. Characterization of phytoplankton biodiversity in tropical shipwrecks off coast of Pernambuco, Brazil. *Acta. Bot. Bras.* 24, 924-034.
- Cebrián, J., Valiela, I. 1999. Seasonal patterns in phytoplankton biomass in coastal ecosystem. *J. Plankton. Res.* 21, 429-444.
- Chapman, M.G. 2003. Paucity of mobile species on constructed seawalls: effects of urbanization on biodiversity. *Mar. Ecol.-Prog. Ser.* 264, 21-29.
-

-
- Chapman, M.G., Bulleri, F. 2003. Intertidal seawalls-new features of landscape in intertidal environments. *Landscape. Urban. Plan.* 62, 159-172.
- Chapman, M.G., Blockley, D.G. 2009. Engineering novel habitats on urban infrastructure to increase intertidal biodiversity. *Oecologia* 161, 625-635.
- Choudhury, A.K., Pal, R. 2010. Phytoplankton and nutrient dynamics of shallow coastal stations at Bay of Bengal, Eastern Indian coast. *Aquat. Ecol.* 44, 55-71.
- Chrétiennot-Dinet, M.-J. 1990. Chlorarachniophycées, Chlorophycées, Chrysophycées, Cryptophycées, Euglénophycées, Eustigmatophycées, Prasinophycées, Prymnésiophycées, Rhodophycées et Tribophycées. In: Sournia, A. *Atlas Du Phytoplancton Marin. Volume II.* Éditions du Centre National de la Recherche Scientifique. Paris, pp. 261.
- Cloern, J., Jassby, A. 2008. Complex seasonal patterns of primary producers at the land-sea interface. *Ecol. Lett.* 11, 1294-1303.
- Cloern, J., Jassby, A.D. 2009. Patterns and scales of phytoplankton variability in estuarine-coastal ecosystems. *Estuar. Coast.* doi 10.1007/s12237-009-9195-3.
- Clynick, B.G. 2008. Characteristics of an urban fish assemblage: Distribution of fish associated with coastal marinas. *Mar. Environ. Res.* 65, 18-33.
- Conell, S.D. 2001. Urban structures as marine habitats: an experimental comparison of the composition and abundance of subtidal epibiota among pilings, pontoons and rocky reefs. *Mar. Environ. Res.* 52, 115-125.
- Cupp, E. 1977. *Marine Plankton Diatoms of the West Coast of North America.* University of California Press. Germany, pp. 237.
- Darbra, R.M., Ronza, A., Casal, J., Stojanovic, T.A., Wooldridge, C. 2004. The self diagnosis method. A new methodology to assess environmental management in sea ports. *Mar. Pollut. Bull.* 48, 420-428.
-

-
- David, M., Gollasch, S., Cabrini, M., Perkovič, M., Bošnjak, D., Virgilio, D. 2007. Result from the first ballast water sampling in the Mediterranean Sea – the Port of Koper study. *Mar. Pollut. Bull.* 54, 53-65.
- Dawes, C. 1991. *Botánica Marina*. Editorial Limusa, S.A. México, pp. 673.
- Devlin, M., Best, M., Coates, D., Bresnan, E., O’Boyle, S., Park, R., Silke, J., Cusack, C., Skeats J. 2007. Establishing boundary classes for the classification of UK marine waters using phytoplankton communities. *Mar. Pollut. Bull.* 55, 91–103.
- Di Camillo, C., Puce, S., Romagnoli, T., Tazioli, S., Totti, C., Bavestrello, G. 2005. Relationships between benthic diatoms and hydrozoans (Cnidaria). *J. Mar. Biol. Ass. U.K.* 85, 1373-1380.
- Di Franco, A., Graziano, M., Franzitta, G., Felling, S., Chemello, R., Milazzo, M. 2011. Do small marinas drive habitat specific impacts? A case study from Mediterranean Sea. *Mar. Pollut. Bull.* 62, 926-933.
- Domingues, R., Barbosa, A., Galvão, H. 2008. Constraints on the use of phytoplankton as a biological quality element within the Water Framework Directive in Portuguese waters. *Mar. Pollut. Bull.* 56, 1389-1395.
- EC, European Commission Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy, *Off. J. Eur. Commun.*, Brussels (2000), pp. L327.
- Eker, E., Kideys, A.E. 2000. Weekly variations in phytoplankton structure of a Harbour in Mersin Bay (north-eastern Mediterranean). *Turk. J. Bot.* 24, 13-24.
- Enríquez, F., Berenguer, J.M. 1986. Evaluación metodológica del impacto ambiental de las obras de defensa de costa. Centro de Estudio y Experimentación de Obras Públicas, Gabinete de Formación y Documentación, Madrid, pp. 40.
- Estrada, M., Berdalet, E., Vila, M., Marrasé, C. 2003. Effects of pulsed nutrient enrichment on enclosed phytoplankton: ecophysiological and successional responses. *Aquat. Microb. Ecol.* 32, 61-71.
-

- Estrada, M., Henriksen, P., Gasol, J.M., Casamayor, E.O., Pedrós-Alió, C. 2004. Diversity of planktonic photoautotrophic microorganisms along a salinity gradient as depicted by microscopy, flow cytometry, pigment analysis and DNA-based methods. *FEMS Microbiol. Ecol.* 49, 281-293.
- Evans, G. 2008. Man's impact on the coastline. *J. Iber. Geol.* 34, 167-190.
- Falkowski, P., Raven, J. 1997. Aquatic photosynthesis. Blackwell Science. United States of America, pp. 375.
- Faust, M. 2009. Ciguatera – causing dinoflagellates in a coral – reef – mangrove ecosystem, Belize. *Atoll Research Bulletin* 569, 1-32.
- Fraga, S., Penna, A., Bianconi, I., Paz, B., Zapata, M. 2008. *Coolia canariensis* sp. Nov. (Dinophyceae), a new nontoxic epiphytic benthic dinoflagellate from the Canary Islands. *J. Phycol.* 44, 1060-1070.
- Gárces, E., Bravo, I., Vila, M., Figueroa, R.I., Masó, M., Sampedro, N. 2004. Relationship between vegetative cells and cyst production during *Alexandrium minutum* bloom in Arenys de Mar harbour (NW Mediterranean). *J. Plankton. Res.* 26, 637-645.
- Gavio, B., Palmer-Cantillo, S., Mancera, J.E. 2010. Historical analysis (2000-2005) of the coastal water quality in San Andrés Island, SeaFlower Biosphere Reserve, Caribbean Colombia. *Mar. Pollut. Bull.* 60, 1018-1030.
- Gillan, D.C., Cadée, G.C. 2000. Iron-encrusted diatoms and bacteria epibiotic on *Hydrobia ulvae* (Gastropoda: Prosobranchia). *J. Sea. Res.* 43, 83-91.
- Gil-Rodríguez, M.C., Haroun, R., Ojeda, A., Berecibar, E., Domínguez, P., Herrera, B. Reino Protocista: División Bacillariophyta y División Dinoflagellata. En: Moro, L., Martín, J.L., Garrido, M., Izquierdo, I. (eds.). 2003. Lista de especies marinas de Canarias (algas, hongos, plantas y animales) 2003. Conserjería de Política Territorial y Medio Ambiente del Gobierno de Canarias. pp. 5.
- Glasby, T., Connell, S. 1999. Urban structure as marine habitats. *Ambio* 28, 595-598.

-
- Gómez, F. 2008. Phytoplankton invasions: Comments on the validity of categorizing the non-indigenous dinoflagellates and diatoms in European Seas. *Mar. Pollut. Bull.* 56, 620-628.
- Gómez-Gesteira, M., Montero, P., Prego, R., Taboada, J.J., Leitaó, P., Ruiz-Villareal, M., Neves, R., Pérez-Villar, V. 1999. A two-dimensional particle tracking model for pollution dispersion in A Coruña and Vigo Rias (NW Spain). *Oceanol. Acta.* 22, 167-177.
- Grasshoff, K. 1983. Determination of nitrate. In: Grasshoff, K., Ehrhart, M., Kremling, K. *Methods of seawater analysis.* Verlag Chemie, Weinheim, Germany, pp. 142-150.
- Grifoll, M., Jordá, G., Espino, M., Romo, J., García-Sotillo, M. 2011. A management system for accidental water pollution risk in a harbor: The Barcelona case study. *J. Mar. Syst.* 88, 60-73.
- Gupta, A.K., Gupta, S.K., Patil, R.S. 2005. Environmental management plan for port and harbour projects. *Clean. Techn. Environ. Policy.* 7, 133-141.
- Härnström, K., Karunasagara, I., Godhe, A. 2009. Phytoplankton species assemblages and their relationship to hydrographic factors – a study at the old port in Mangalore, coastal Arabian Sea. *Indian J. Mar. Sci.* 38, 224-234.
- Haroun, R., Gil-Rodríguez, M.C., Berecibar, E., Herrera, B. Reino Monera. En: Moro, L., Martín, J.L., Garrido, M., Izquierdo, I. (eds.). 2003. Lista de especies marinas de Canarias (algas, hongos, plantas y animales) 2003. Conserjería de Política Territorial y Medio Ambiente del Gobierno de Canarias. pp. 3.
- Hernández-Ayón, J.M., Zirino, A., Marinone, S.G., Canino-Herrera, R., Galindo-Bect, M.S. 2003. Relación pH-densidad en el agua de mar. *Cienc. Mar.* 29, 497-508.
- Hernández-Guerra, A., Machín, F., Antoranz, A., Cisneros-Aguirre, J., Gordo, C., Marrero-Díaz, A., Martínez A., Ratsimandresy, A.W., Rodríguez-Santana, A.,
-

- Sangrá, P., López-Laazen, F., Parrilla, G., Pelegrí, J.L. 2002. Temporal variability of mass transport in the Canary Current. *Deep-Sea Res.Pt. II* 49, 3415-3426.
- Hoppenrath, M., Elbrächter, M., Drebes, G. 2009. Marine phytoplankton: Selected microphytoplankton species from the North Sea around Helgoland and Sylt. *Kleine Senckenberg-Reihe* 49. Germany, pp. 264.
- Horner, R. 2002. *A Taxonomic Guide To Some Common Marine Phytoplankton*. Biopress Ltd. Great Britain, pp. 195.
- Hu, H., Zhang, J., Chen, W. 2011. Competition of bloom-forming marine phytoplankton at low nutrient concentrations. *J. Environ. Sci.* 23, 656-663.
- Huete-Ortega, M., Marañón, E., Varela, M., Bode, A. 2010. General patterns in the size scaling of phytoplankton abundance in coastal waters during a 10-year time series. *J. Plankton. Res.* 32, 1-14.
- Ignatiades, L. 1998. The productive and optical status of the oligotrophic waters of the Southern Aegean Sea (Cretan Sea), Eastern Mediterranean. *J. Plankton. Res.* 20, 985-995.
- Ignatiades, L. 2005. Scaling the trophic status of the Aegean Sea, eastern Mediterranean. *J. Sea. Res.* 54, 51-57.
- Jaanus, A., Toming, K., Hällfors, S., Kaljurand, K., Lips I. 2009. Potential phytoplankton indicator species for monitoring Baltic coastal waters in the summer period. *Hydrobiologia* 629, 157-168.
- Jeffrey, S., Humphrey, G.F. 1975. New spectrophotometric equations for determining chlorophylls *a*, *b*, *c1* and *c2* in higher plants, algae and natural phytoplankton. *Biochem. Physiol.* 167, 191-194.
- Jeffrey, S.W., Montoura, R.F.C., Wright, S.W. 1997. *Phytoplankton pigments in oceanography guidelines to modern methods*. UNESCO. Paris, France, pp. 661.
- Knox, G. 2000. *The ecology of seashores*. CRC Press. United States of America, pp. 557.

-
- Koening, M.L., Leça, E.E., Neumann-Leitão, S., de Macêdo, S.J. 2003. Impacts of the construction of the Port of Suape on phytoplankton in the Ipojuca river estuary (Pernambuco-Brazil). *Braz. Arch. Biol. Techn.* 46, 73-81.
- Koroleff, F. 1983a. Determination of phosphorus. In: Grasshoff, K., Ehrhart, M., Kremling, K. *Methods of seawater analysis*. Verlag Chemie, Weinheim, Germany, pp. 125-139.
- Koroleff, F. 1983b. Determination of silicon. In: Grasshoff, K., Ehrhart, M., Kremling, K. *Methods of seawater analysis*. Verlag Chemie, Weinheim, Germany, pp. 174-183.
- Kröger, K., Gardner, J., Rowden, A., Wear, R. 2006. Long-term effects of algal bloom on subtidal soft-sediment macroinvertebrate communities in Wellington Harbour, New Zeland. *Estuar. Coast. Shelf. Sci.* 67, 589-604.
- Lasternas, S., Tunin-Ley, A., Ibañez, F., Andersen, V., Pizay, M.-D., Lemée, R. 2011. Short-term dynamics of microplankton abundance and diversity in NW Mediterranean Sea during late summer conditions (DYNAPROC 2 cruise; 2004). *Biogeosciences* 8, 743-761.
- Lie, A., Kim Wong, C. 2010. Selectivity and grazing impact of microzooplankton on phytoplankton in two subtropical semi-enclosed bays with different chlorophyll concentrations. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 390, 149-159.
- Lie, A., Kim Wong, C., Lam, J., Liu, J.H., Yung, Y.K. 2011. Changes in the nutrient ratios and phytoplankton community after declines in nutrient concentrations in a semi-enclosed bay in Hong Kong. *Mar. Environ. Res.* 71, 178-188.
- Litchman, E., Klausmeier, C.A. 2008. Trait-Based Community Ecology of Phytoplankton. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 39, 615-639.
- Litchman, E., de Tezanos Pinto, P., Klausmeier, C.A., Thomas, M.K., Yoshiyama, K. 2010. Linking traits to species diversity and community structure in phytoplankton. *Hydrobiologia.* 653, 15-28.
-

-
- Llinás, O., Rueda, M.J., Pérez-Martell, E. 1993. Variabilidad de parámetros oceanográficos en aguas canarias. Bol. Inst. Esp. Ocenogr. 9, 89-100.
- Llinás, O., Rueda, M.J., Pérez-Martell, E. 1994. Características termohalinas y nutrientes en aguas de las plataformas insulares canarias a finales de primavera. Bol. Inst. Esp. Ocenogr. 10, 177-189.
- Llinás, O., Rueda, M.J., Pérez Marrero, J., Pérez-Martell, E., Santana, R., Villagarcía, M.G., Cianca, A., Godoy, J., Maroto, L. 2002. Variability of the Antarctic intermediate waters in the Northern Canary Box. Deep-Sea Res. II. 49, 3441-3453.
- Mabrouk, L., Hamza, A., Brahim, M.B., Bradai, M.-N. 2011. Temporal and depth distribution of microepiphytes on *Posidonia oceanica* (L.) Delile leaves in a meadow off Tunisia. Mar. Ecol. 32, 148-161.
- MacIntery, H.L., Kana, T.M., Geider, R.J. 2000. The effect of water motion on short-term rates of photosynthesis by marine phytoplankton. Trends. Plant. Sci. Rev. 5, 12-17.
- Mann, K.H. 2000. Ecology of Coastal Waters: Implications for Management. Blackwell Science, Inc. United States of America, pp. 406.
- Margalef, R. 1986. Ecología. Ediciones Omega S.A. Barcelona, pp. 951.
- Matsuoka, K. 1999. Eutrophication process recorded in dinoflagellate cyst assemblages – a case of Yokohama Port, Tokyo Bay, Japan. Sci. Total. Environ. 231, 17-35.
- Medina, L. 1995. Análisis multidisciplinar del ecosistema costero insular, balance energético, capa de mezcla y modelo biológico. Tesis doctoral. Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Gran Canaria, España, pp. 334.
- Medina, L., García-Jiménez, P., Luque, A., Robaina, R. 1998. The community structure of phytoplankton as indicator of coastal water quality in the tourist area. Boletim do Museu Municipal do Funchal (Historia Natural). 50, 91-106.
-

- Muniz, P., Venturini, N., Hutton, M., Kandravicius, N., Pita, A., Brugnoli, E., Burone, L., García-Rodríguez, F. 2011. Ecosystem health of Montevideo coastal zone: A multi approach using some different benthic indicators to improve a ten-year-ago assessment. *J. Sea. Res.* 65, 38-50.
- Murphy, J., Riley, J.P. 1962. A modified single solution method for the determination of phosphates in natural waters. *Anal. Chim. Acta.* 27, 31-36.
- Naik, R.K., Anil, A.C., Narale, D.D., Chitari, R.R., Kulkarni, V.V. 2011. Primary description of surface water phytoplankton pigment patterns in the Bay of Bengal. *J. Sea. Res.* 65, 435-441.
- Nybakken, J.W. 2001. *Marine Ecology: An ecological approach.* Benjamin Cummings, Addison Wesley Longman, Inc, pp. 516.
- O'Boyle, S., Silke, J. 2010. A review of phytoplankton ecology in estuarine and coastal waters around Ireland. *J. Plankton. Res.* 32, 99-118.
- Ojeda, A. 1996. Biomasa fitoplanctónica y clorofila a en las Islas Canarias occidentales. Mayo 1986, pp. 93-121. En: O. Llinás, González J.A., Rueda M.J. (ed.). *Oceanografía y recursos marinos en el Atlántico Centro-oriental.*- Las Palmas de Gran Canaria, pp. 641.
- Ojeda, A. 2003. Diatomeas centrales del orden Triceratiales en aguas costeras de las islas Canarias. *Vieraea* 31, 207-217.
- Ojeda, A. 2006. *Dinoflagelados de Canarias: Estudio Taxonómico y Ecológico.* Litografía Romero, S.L. Tenerife, Islas Canarias, España, pp. 301.
- Ojeda, A. 2011. *Diatomeas de las aguas costeras de las Islas Canarias.* Instituto Canario de Ciencias Marinas, Agencia Canaria de Investigación, Innovación y Sociedad de la Información, Gobierno de Canarias. Gutenberg Digital, S.L., pp. 219.
- Pacheco, M.M., Hernández-León, S. 1999. Seasonal variability of recurrent phytoplankton pigment pattern in Canary Islands area. *Int. J. Remote Sensing.* 20, 1405-1418.

- Pannard, A., Claquin, P., Klein, C., Le Roy, B., Véron, B. 2008. Short-term variability of the phytoplankton community in coastal ecosystem in response to physical and chemical conditions' changes. *Estuar. Coast. Shelf. S.* 80, 212-224.
- Peña, V., Pinilla, G.A. 2002. Composición, distribución y abundancia de la comunidad fitoplanctónica de la ensenada de Utría, Pacífico colombiano. *Rev. Biol. Mar. Oceano.* 37, 67-81.
- Pereira, C., Azeiteiro, U.M., Pereira, M.J. 2010. Diatoms and dinoflagellates of the outer Avero Estuary, Portugal: Annual variation and ecology. *Fresen. Environ. Bull.* 19, 1-14. Pereira, C., Azeiteiro, U.M., Pereira, M.J. 2010. Diatoms and dinoflagellates of the outer Avero Estuary, Portugal: Annual variation and ecology. *Fresen. Environ. Bull.* 19, 1-14.
- Pérez, F.F., Padín, X.A., Pazos, Y., Gilcoto, M., Cabanas, M., Pardo, P.C., Doval, M.D., Farina-Bustos, L. 2010. Plankton response to weakening of the Iberian coastal upwelling. *Global. Changes. Biol.* 16, 1258-1267.
- Petrov, A., Nevrova, E., Terletskaia, A., Milyukin, M., Demchenko, V. 2010. Structure and taxonomic diversity of benthic diatom assemblage in a polluted marine environment (Balaklava Bay, Black Sea). *Pol. Bot. J.* 55, 183-197.
- Pitcher, G.C., Cembella, A.D., Joyce, L.B., Larsen, J., Probyn, T.A., Ruiz Sebastián, C. 2007. The dinoflagellate *Alexandrium minutum* in Cape Town harbor (South Africa): Bloom characteristics, phylogenetic analysis and toxin composition. *Harmful Algae* 6, 823-836.
- Piugserver, M., Ramon, G., Moyà, G., Martínez-Taberner, A. 2002. Planktonic chlorophyll *a* and eutrophication in two Mediterranean littoral systems (Mallorca Island, Spain). *Hydrobiologia* 475/476, 493-504.
- Resende, P., Miranda, U., Gonçalves, F., Pereira, M.J. 2007. Distribution and ecological preferences of diatoms and dinoflagellates in the west Iberian Coastal zone (North Portugal). *Acta. Oecol.* 32, 224-235.

-
- Revilla, M., Franco, J., Bald, J., Borja, A., Laza, A., Seoane, S., Valencia, V. 2009. Assessment of the phytoplankton ecological status in the Basque coast (northern Spain) according to the European Water Framework Directive. *J. Sea Res.* 61, 60–67.
- Reynolds, C. 2006. *Ecology of phytoplankton*. Cambridge University Press. Cambridge, pp. 535.
- Ricard, M. 1987. Diatomophycées. In: Sournia, A. *Atlas Du Phytoplancton Marin*. Volume II. Éditions du Centre National de la Recherche Scientifique. Paris, pp. 296.
- Romagnoli, T., Bavestrello, G., Cucchiari, E.M., De Stefano, M., Di Camillo, C.G., Pennesi, C., Puce, S., Totti, C. 2007. Microalgal communities epibiotic on the marine hydroid *Eudendrium racemosum* in the Ligurian Sea during an annual cycle. *Mar. Biol.* 151, 537-552.
- Round, F.E., Crawford, R.M., Mann, D.G. 1990. *The Diatoms: Biology & Morphology of the Genera*. Cambridge University Press. New York, pp. 747.
- Sánchez-Rodríguez, A., Sosa-Ferrera, Z., Santana-Rodríguez, J.J. 2011a. Applicability of microwave-assisted extraction combined with LC-MS/MS in the evaluation of booster biocide levels in harbour sediments. *Chemosphere* 82, 96-102.
- Sánchez-Rodríguez, A., Sosa-Ferrera, Z., Santana-del Pino, Á., Santana-Rodríguez, J.J. 2011b. Probabilistic risk assessment of common booster biocides in surface waters of the harbours of Gran Canaria (Spain). *Mar. Pollut. Bull.* doi:10.1016/j.marpolbul.2011.02.038.
- Sangrà, P., Basterretxea, G., Pelegrí, J.L., Arístegui, J. 2001. Chlorophyll increase due to internal wave on the shelf break of Gran Canaria (Canary Islands). *Sci. Mar.* 65. 89-97.
- Schmoker, C. 2010. Planktonic community structure and variability in the Canary Islands water: the role of microplankton (*Estructura y variabilidad de la*

- comunidad planctónica en aguas de las Islas Canarias: el papel del microplancton). Tesis doctoral. Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Gran Canaria, España, pp. 323.
- Schlüter, L., Henriksen, P., Nielsen, T.G., Jakobsen, H.H. 2011. Phytoplankton composition and biomass across the southern Indian Ocean. *Deep-Sea Res. I.* 58, 546-556.
- Selina, M.S., Levchenko, E.V. 2011. Species composition and morphology of dinoflagellates (Dinophyta) of epiphytic assemblages of Peter the Great Bay in the Sea of Japan. *Russ. J. Mar. Biol.* 37, 23-32.
- Selinofova, J.P. 2009. The ecosystem of the Black Sea Port of Novorossiysk under Conditions of Heavy Anthropogenic Pollution. *Russ. J. Ecol.* 40, 510-515.
- Shochat, E., Warren, P.S., Faeth, S.H., McIntyre, N.E., Hope, D. 2006. From patterns to emerging processes in mechanistic urban ecology. *Trends. Ecol. Evol.* 21, 186-191.
- Simon, N., Cras, A.-L., Foulon, E., Lemée, R. 2009. Diversity and evolution of marine phytoplankton. *C.R. Biologies* 332, 159-170.
- Siquieros, D.A., Serviere-Zaragoza, E., Argumedo, U. 2002. Epiphytic diatoms of *Macrocystis pyryfera* (L.) C. A.G. from the Baja California Peninsula, México. *Oceánides* 17, 31-39.
- Smith, R.L., Smith, T.M. 2001. *Ecología*. Pearson Educación, S.A. Madrid, pp. 664.
- Solé, J., Estrada, M., García-Lodona, E. 2006. Biological control of algal blooms: A modelling study. *J. Mar. Syst.* 61, 165-179.
- Sournia, A. 1986. *Atlas Du Phytoplancton Marin. Volume I: Introduction, Cyanophycées, Dictyochophycées, Dinophycées et Raphidophycées*. Éditions du Centre National de la Recherche Scientifique. Paris, pp. 219.
-

- Spatharis, S., Tsirtsis, G. 2010. Ecological quality scales based on phytoplankton for implementation of Water Framework Directive in the Eastern Mediterranean. *Ecological Indicators* 10, 840-847.
- Spatharis, S., Tsirtsis, G., Danielidis, D.B., Chi, T.D., Mouillot, D. 2007. Effects of pulsed nutrient inputs on phytoplankton assemblage structure and blooms in an enclosed coastal area. *Estuar. Coast. Shelf. S.* 73, 807-815.
- Sprengel, C., Bauman, K.-J., Henderiks, J., Henrich, R., Neuer, S. 2002. Modern coccolithophore and carbonate sedimentation along a productivity gradient in the Canary Islands region: seasonal export production and surface accumulation rates. *Deep-Sea Res. II.* 49, 3577-3598.
- Stelfox-Widdicombe, C.E., Archer, S.D., Burkill, P.H., Stefels, J. 2004. Microzooplankton grazing in *Phaeocystis* and diatom-dominated waters in the southern North Sea in spring. *J. Sea. Res.* 51, 37-51.
- Strickland, J.D.H., Parsons, T.R. 1972. A practical handbook of seawater analysis. Fisheries Research Board of Canada, pp. 167.
- Tait, R.V. 1987. *Elementos de ecología marina*. Editorial Acribia S.A. Zaragoza, España, pp. 446.
- Taylor, M.D., MacKenzie, L.M., Dodgshun, T.J., Hopkins, G.A., de Zwart, E.J., Hunt, C.D. 2007. Trans-Pacific shipboard trials on planktonic communities as indicators of open ocean ballast water exchange. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 350, 41-54.
- Teira, E., Martínez-García, S., Carreira, C., Morán, X.-A. 2011. Changes in bacterioplankton and phytoplankton community composition in response to nutrient additions in coastal water off the NW Iberian Peninsula. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 426, 87-104.
- Thompson, P.A., Bonham, P., Waite, A.M., Clementson, L.A., Cherukuru, N., Hassler, C., Doblin, M.A. 2011. Contrasting oceanographic conditions and phytoplankton

-
- communities on the east and west coast of Australia. *Deep-Sea Res II* 58, 645-663.
- Thronsen, J. 1997. The planktonic marine flagellates. In: Thomas C.R. (ed). 1997. *Identifying marine phytoplankton*. Academic Press. California, USA, pp. 858.
- Thronsen, J., Hasle, G.R., Tangen, K. 2007. *Phytoplankton of Norwegian Coastal Waters*. Almatel Forlag As, Oslo, pp. 343.
- Tomas, C. 1997. *Identifying Marine Phytoplankton*. Academic Press. United States of America, pp. 858.
- Tuya, F., Martín, J.A., Luque, A. 2002. Impact of a marina construction on seagrass bed at Lanzarote (Canary Islands). *J. Coast. Conserv.* 8, 157-162.
- Utermöhl, H. 1931. Neu Wege in der quantitativen Erfassung des Planktons. *Verh. Int. Ver. Theor. Angew. Limnol.* 5, 567-596.
- Valiela, I. 1995. *Marine ecological process*. Springer. New York, pp. 686.
- Van Lenning, K. 2000. Variabilidad en la biomasa y estructura de las comunidades de fitoplancton en aguas de Canarias, determinada mediante análisis de pigmentos por HPLC. Tesis doctoral. Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. España.
- Varela, M., Prego, R. 2003. Hydrography and phytoplankton in an isolated and non-pristine ria area: the A Coruña Harbour (NW Spain). *Acta Oecol.* 24, 113-124.
- Varela, M., Prego, M., Belzunce, M., Martín-Salas, F. 2001. Inshore-offshore differences in seasonal variations of phytoplankton assemblages: the case of a Galician Ria Alta (Ría de A Coruña) and its adjacent shelf (NW of Spain). *Cont. Shelf. Res.* 21, 1815-1833.
- Varona-Cordero, F., Gutiérrez-Mendieta, F.J., Meave del Castillo, E. 2010. *Phytoplankton assemblages in two compartmentalized coastal tropical lagoons*
-

- (Carretas-Pereyra and Chantuto-Panzacola, México). *J. Plankton. Res.* 32, 1283-1299.
- Vila, M., Masó, M. 2005. Phytoplankton functional groups and harmful algal species in anthropogenically impacted waters of the NW Mediterranean Sea. *Sci. Mar.* 69, 31-45.
- Welschmeyer, N.A. 1994. Fluorometric analysis of chlorophyll a in presence of chlorophyll b and phaeopigments. *Limnol. Oceanog.* 39, 1985-1992.
- Whitton, B.A., Potts, M. 1982. Marine Littoral. In: Carr N.G., Whitton B.A. 1982. *The Biology of Cyanobacteria*. University of California Press. Berkeley and Los Angeles, pp. 688.
- Widdicombe, C.E., Eloire, D., Harbour, D., Harris, R.P., Somerfield, P.J. 2010. Long-term phytoplankton community dynamics in the Western English Channel. *J. Plankton. Res.* 32, 643-655.
- Wood, E.D., Armstrong, F.A.J., Richards, F.A. 1967. Determination of nitrate in seawater by cadmium-cooper reduction to nitrite. *J. Mar. Biol. Ass. U.K.* 47, 31-43.
- Xu, F.L., Lam, K.C., Zhao, Z.Y., Zhan, W., David Chen, Y., Tao, S. 2004. Marine coastal ecosystem health assessment: a case study of the Tolo Harbour, Hong Kong, China. *Ecological Modelling* 173, 355-370.
- Yung, Y.K., Wong, C.K., Broom, M.J., Ogden, J.A., Chan, S.C.M., Leung, Y. 1997. Long-term changes in hydrography, nutrients and phytoplankton in Tolo Harbour, Hong Kong. *Hydrobiologia.* 352, 107-115.
- Yung, Y.K., Yau, K., Wong, C.K., Chan, K.K., Yeung, I., Kueh, C.S.W., Broom, M.J. 1999. Some observations on the changes of physico-chemical and biological factors in Victoria Harbour and Vicinity, Hong Kong, 1988-1996. *Mar. Pollut. Bull.* 39, 315-325.

-
Yung, Y.K., Wong, C.K., Yau, K., Qian, P.Y. 2001. Long-term changes in water quality and phytoplankton characteristics in Port Shelter, Hong Kong, from 1988-1998. *Mar. Pollut. Bull.* 42, 981-992.

Zarei-Darki, B. 2009. Marine species in the algal flora of the Anzali Swamp (Iran). *Hydrobiology*, 35, 200-205.

Zingone, A., Philips, E.J., Harrison, P.J. 2010. Multiscale variability of twenty-two coastal phytoplankton time series: a global scale comparison. *Estuar. Coast.* 33, 224-229.



CAPITULO IX ANEXOS

Anexo 1. Lista de especies (diatomeas, dinoflagelados, cianobacterias, prasinofíceas, criptófitas, euglenófitas y silicoflagelados) de organismos fitoplanctónicos en las aguas circundantes de la Isla de Gran Canaria, España.

Diatomeas	<i>Hemiaulus hauckii</i>	Dinoflagelados	<i>Protoberidinium pyriforme</i>
<i>Achnantes brevipes</i>	<i>Hemiaulus membranaceus</i>	<i>Alexandrium</i> sp	<i>Protoberidinium</i> sp
<i>Achnantes longipes</i>	<i>Istmia enervis</i>	<i>Amphidinium acutissimus</i>	<i>Protoberidinium</i> sp2
<i>Achnantes</i> sp	<i>Istmia nervosa</i>	<i>Amphidinium carterae</i>	<i>Protoberidinium steinii</i>
<i>Actinocyclus octonarius</i>	<i>Lampriscus shadboltianus</i>	<i>Amphidinium corpulentum</i>	<i>Pyrocystis robusta</i>
<i>Actinocyclus</i> sp	<i>Leptocylindrus danicus</i>	<i>Amphidinium crassum</i>	<i>Scrippsiella trochoidea</i>
<i>Actinocyclus splendens</i>	<i>Licmophora abbreviata</i>	<i>Amphidinium lacustre</i>	<i>Torodinium robustum</i>
<i>Amphiprora alata</i>	<i>Licmophora gracilis</i>	<i>Amphidinium operculatum</i>	
<i>Amphiprora gigantea</i>	<i>Licmophora</i> sp	<i>Amphidinium sphenoides</i>	Cianobacterias
<i>Amphitetras antediluviana</i>	<i>Lithodesmium undulatum</i>	<i>Ceratium eucarvatum</i>	<i>Aphanocapsa</i> sp
<i>Amphora bigibba</i>	<i>Lyrella</i> sp	<i>Ceratium furca</i>	<i>Arthrospira</i> sp
<i>Amphora</i> sp	<i>Mastogloia binotata</i>	<i>Ceratium fusus</i>	<i>Calothrix</i> sp
<i>Anorthoneis eccentrica</i>	<i>Mastogloia frimbriata</i>	<i>Ceratocorys horrida</i>	<i>Chroococcus turgidus</i>
<i>Asterionellopsis glacialis</i>	<i>Mastogloia grana</i>	<i>Cochlodinium</i> sp	<i>Hyella</i> sp
<i>Asterionellopsis</i> sp	<i>Mastogloia quinquecostata</i>	<i>Dinophysis acuminata</i>	<i>Leptolyngbya fragilis</i>
<i>Bacillaria paxillifera</i>	<i>Mastogloia</i> sp	<i>Dinophysis caudata</i>	<i>Lyngbya aestuarii</i>
<i>Bacteriastrium delicatum</i>	<i>Melosira miniliformis</i>	<i>Dinophysis punctata</i>	<i>Merismopedia</i> sp
<i>Bellerochea malleus</i>	<i>Melosira nummuloides</i>	<i>Goniodoma polyedricum</i>	<i>Microcoleus</i> sp
<i>Biddulphia pulchella</i>	<i>Navicula digitoradiata</i>	<i>Goniodoma sphaericum</i>	<i>Oscillatoria margaritifera</i>
<i>Campylodiscus</i> sp	<i>Navicula granulata</i>	<i>Gonyaulax digitalis</i>	<i>Oscillatoria princeps</i>
<i>Campyloneis grevillei</i>	<i>Navicula palpebralis</i>	<i>Gonyaulax polygramma</i>	<i>Oscillatoria</i> sp
<i>Campyloneis</i> sp	<i>Navicula</i> sp	<i>Gonyaulax</i> sp	<i>Phormidium corallinae</i>
<i>Cerataulina pelagica</i>	<i>Nitzschia angularis</i>	<i>Gonyaulax spinifera</i>	<i>Phormidium laetevirens</i>
<i>Chaetoceros compressus</i>	<i>Nitzschia bilobata</i>	<i>Gonyaulax verior</i>	<i>Phormidium nigro-viride</i>
<i>Chaetoceros curvisetus</i>	<i>Nitzschia panduriformis</i>	<i>Gymnodinium</i> sp	<i>Phormidium</i> sp
<i>Chaetoceros decipiens</i>	<i>Nitzschia</i> sp	<i>Gyrodinium aureolum</i>	<i>Placoma vesiculosum</i>
<i>Chaetoceros radicans</i>	<i>Odontella aurita</i>	<i>Gyrodinium calyptoglyphe</i>	<i>Porphyrosiphon notarisii</i>
<i>Chaetoceros</i> sp	<i>Odontella mobiliensis</i>	<i>Gyrodinium glaucum</i>	<i>Schizothrix calcicola</i>
<i>Climacosphenia monilifera</i>	<i>Plagiodiscus</i> sp	<i>Heterocapsa triqueta</i>	<i>Spirulina subsalsa</i>
<i>Cocconeis heteroidea</i>	<i>Plagiogramma</i> sp	<i>Heterodinium globusum</i>	<i>Spirulina subtilissima</i>
<i>Cocconeis</i> sp	<i>Plagiotropis lepidoptera</i>	<i>Katodinium rotundata</i>	<i>Spirulina tenerina</i>
<i>Coscinodiscus excentricus</i>	<i>Pleurosigma formosum</i>	<i>Lingulodinium polyedrum</i>	
<i>Coscinodiscus</i> sp	<i>Pleurosigma</i> sp	<i>Nematodinium armatum</i>	Prasinofíceas
<i>Cylindrotheca closterium</i>	<i>Podocystis americana</i>	<i>Ostreopsis</i> sp	
<i>Cymbella</i> sp	<i>Rhabdonema</i> sp	<i>Oxytoxum milneri</i>	Criptófitas
<i>Dactyliosolen fragillissimus</i>	<i>Rhaphoneis</i> sp	<i>Phalacroma rotundatum</i>	
<i>Diploneis bombus</i>	<i>Rhizosolenia hebetata</i>	<i>Podolampas spinifera</i>	<i>Euglenófitas</i>
<i>Diploneis cabro</i>	<i>Rhizosolenia pungens</i>	<i>Prorocentrum belizeanum</i>	<i>Eutreptiella</i> sp
<i>Diploneis didyma</i>	<i>Rhoicosphenia curvata</i>	<i>Prorocentrum gracile</i>	
<i>Diploneis smithii</i>	<i>Rhopalodia</i> sp	<i>Prorocentrum lima</i>	<i>Silicoflagelado</i>
<i>Entomoneis alata</i>	<i>Skeletonema costatum</i>	<i>Prorocentrum marinum</i>	<i>Octactis octonaria</i>
<i>Epithemia</i> sp	<i>Striatella unipunctata</i>	<i>Prorocentrum mexicanum</i>	
<i>Fallacia pygmaea</i>	<i>Surirella fastuosa</i>	<i>Prorocentrum micans</i>	
<i>Grammatophora angulosa</i>	<i>Thalassiosira nitzschiodes</i>	<i>Prorocentrum minimum</i>	
<i>Grammatophora marina</i>	<i>Thalassiosira nordenskioldii</i>	<i>Prorocentrum vaginula</i>	
<i>Grammatophora oceanica</i>	<i>Thalassiosira</i> sp	<i>Protoberidinium brevipes</i>	
<i>Grammatophora undulata</i>	<i>Thalassiosira subtilis</i>	<i>Protoberidinium curvipes</i>	
<i>Guinardia cylindrus</i>	<i>Toxarium undulatum</i>	<i>Protoberidinium depressum</i>	
<i>Guinardia delicatula</i>	<i>Trachyneis aspera</i>	<i>Protoberidinium divergens</i>	
<i>Guinardia flaccida</i>	<i>Triceratium alternans</i>	<i>Protoberidinium oceanicum</i>	
<i>Guinardia striata</i>	<i>Trigonium</i> sp	<i>Protoberidinium pallidum</i>	
<i>Gyrosigma</i> sp		<i>Protoberidinium pellucidum</i>	

Anexo 2. Distribución de los organismos fitoplanctónicos identificados en las aguas costeras del Municipio de San Bartolomé de Tirajana entre las 15 estaciones de muestreo.

	ESTACIONES DE MUESTREO														
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
DIATOMEAS															
<i>Achnantes</i> sp	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>A. brevipes</i>		X	X	X		X	X	X		X	X				
<i>A. longipes</i>								X	X		X		X	X	
<i>Actinoptychus</i> sp		X	X	X		X		X	X		X	X	X		
<i>Amphipleura</i> sp		X	X	X	X		X			X	X		X	X	X
<i>Amphora</i> sp	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>A. angularis</i>						X									X
<i>A. bigiba</i>					X								X	X	X
<i>A. costata</i>												X	X		
<i>A. eggregia</i>					X	X		X					X	X	
<i>A. exigua</i>													X	X	
<i>A. lineolata</i>										X	X				X
<i>A. ocellata</i>									X		X	X	X		X
<i>A. ostrearia</i>					X	X				X	X		X	X	
<i>A. proteus</i>	X	X	X	X	X		X	X				X	X	X	
<i>Asterionella</i> sp		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X				X
<i>A. japonica</i>	X		X	X		X			X		X	X	X		
<i>Bacillaria paradoxa</i>						X		X							
<i>Bacteriastrum</i> sp	X	X	X	X			X	X	X		X	X	X	X	
<i>B. hyalinum</i>	X	X	X	X				X							
<i>Biddulphia</i> sp					X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>B. aurita</i>					X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>B. pulchella</i>								X							
<i>B. regia</i>						X									
<i>Caloneis</i> sp	X		X		X	X		X	X		X	X	X	X	
<i>C. liber</i>								X							
<i>C. linearis</i>												X	X		
<i>Campylodiscus</i> sp								X							
<i>Campyloneis</i> sp	X		X												X
<i>Chaetoceros</i> sp	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Ch. atlanticus</i>		X	X	X			X								
<i>Ch. compressus</i>									X		X				
<i>Ch. costatus</i>	X	X	X	X											
<i>Ch. curvisetus</i>	X		X			X									
<i>Ch. debilis</i>	X	X	X	X	X		X			X	X				
<i>Ch. decipiens</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X		X	X	X		X
<i>Ch. didymus</i>						X									
<i>Ch. eibenii</i>								X							
<i>Ch. lorenzianus</i>		X	X	X											
<i>Ch. pendulus</i>								X							
<i>Ch. peruvianus</i>						X		X							
<i>Ch. pseudocurvisetus</i>	X		X	X											
<i>Ch. teres</i>					X		X	X	X	X	X				X
<i>Chrysanthemodiscus</i> sp					X	X	X	X	X	X			X	X	
<i>Climacosphenia moniligera</i>						X									
<i>Climacosphenia</i> sp							X	X	X		X				
<i>Cocconeis</i> sp	X	X	X	X	X	X	X	X	X		X	X	X	X	X



-															
<i>Thalassiosira</i> sp		X	X	X	X							X	X	X	
<i>Thalassiothrix</i> sp	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>T. longissima</i>	X		X	X				X		X	X				
<i>T. mediterranea</i>					X	X		X					X	X	
<i>Trigonium</i> sp								X				X	X		
<i>T. formosum</i>								X							
Diatomeas no identificadas		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
DINOFLAGELADOS															
<i>Amphidinium</i> sp	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		X
<i>Amphisolenia</i> sp	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Ceratium</i> sp	X	X	X	X	X		X		X		X	X	X		
<i>C. azoricum</i>						X				X	X				
<i>C. extensum</i>	X		X	X											
<i>C. furca</i>	X		X	X	X			X	X	X	X				
<i>C. fusus</i>	X		X			X		X							X
<i>C. hexacanthum</i>							X								
<i>C. horridum molle</i>												X	X		
<i>C. lineatum</i>						X	X								
<i>C. macroceros</i>	X	X	X	X		X	X		X	X	X	X	X	X	
<i>C. pentagonum</i>		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X				X
<i>C. strictum</i>						X									
<i>C. tripos</i>	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Ceratocorys horrida</i>	X		X							X	X	X	X	X	X
<i>Ceratocorys</i> sp		X	X	X	X		X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Corythodinium</i> sp					X				X	X					
<i>Dinophysis</i> sp	X		X	X		X	X			X	X		X	X	X
<i>D. caudata</i>						X		X				X	X	X	
<i>D. tripos</i>						X									
<i>Goniodoma</i> sp													X	X	
<i>Gonyaulax</i> sp	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Gymnodinium</i> sp	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Gyrodinium</i> sp													X	X	
<i>Histioneis</i> sp	X		X	X	X	X	X		X	X	X	X	X		X
<i>Noctiluca</i> sp					X	X	X								
<i>Ornithocercus</i> sp					X	X	X	X	X		X				
<i>O. heteroporus</i>															X
<i>Oxytoxum</i> sp					X				X		X	X	X	X	
<i>Podolampas</i> sp	X		X		X		X	X		X	X	X	X	X	X
<i>P. bipes</i>	X		X	X	X	X		X		X	X	X	X	X	
<i>P. longipes</i>	X		X												
<i>P. spinifera</i>								X							
<i>Prorocentrum</i> sp	X	X	X	X	X	X		X	X	X	X				X
<i>P. micans</i>					X								X	X	
<i>Protooperidinium</i> sp	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>P. depressum</i>		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		X
<i>P. longipes</i>												X	X		
<i>P. oceanicum</i>		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Pyrocystis</i> sp		X	X	X									X	X	
<i>Pyrophacus</i> sp	X	X	X	X		X		X	X		X	X	X		
OTROS GRUPOS															
FITOPLANCTÓNICOS															
Cianófitas					X	X							X	X	X
Clorofíceas		X	X	X	X	X		X	X		X	X	X	X	X
Cocolitoforales	X	X	X	X			X		X		X				
-															



Silicoflagelados	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Tintinnidos	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X

Anexo 3. Distribución de los organismos fitoplanctónicos en las aguas de la Marina Rubicón, Lanzarote, entre las cuatro estaciones de muestreo.

	ESTACIONES DE MUESTREO			
	A	B	C	D
DIATOMEAS				
<i>Achnantes</i> sp	X	X	X	X
<i>A. brevipes</i>	X	X		X
<i>A. longipes</i>	X		X	X
<i>Actinoptychus</i> sp	X	X	X	X
<i>Amphora</i> sp	X	X	X	X
<i>A. egregia</i>				
<i>A. ovatis</i>	X			
<i>A. proteus</i>	X	X	X	X
<i>Asterionella</i> sp	X	X	X	X
<i>Bacillaria paradoxa</i>				
<i>Bacteriastrium</i> sp	X	X	X	X
<i>B. hyalinum</i>				X
<i>Biddulphia</i> sp		X		
<i>B. aurita</i>				
<i>B. pulchella</i>				
<i>Caloneis</i> sp				
<i>C. liber</i>				
<i>Campylodiscus</i> sp	X	X		
<i>Cerataulina</i> sp				X
<i>Chaetoceros</i> sp	X	X	X	X
<i>Ch. decipiens</i>	X	X	X	X
<i>Ch. eibenii</i>				
<i>Ch. lorenzianus</i>	X		X	X
<i>Ch. pendulus</i>				
<i>Ch. peruvianus</i>				
<i>Ch. teres</i>	X	X	X	X
<i>Chrysantemodiscus</i> sp	X		X	
<i>Climacosphenia</i> sp	X	X	X	X
<i>Cocconeis</i> sp	X	X	X	X
<i>C. scutellum</i>	X	X		
<i>Corethron</i> sp				X
<i>Coscinodiscus</i> sp	X	X	X	X
<i>C. nitidus</i>				
<i>Cymatosira</i> sp	X	X	X	
<i>Delphineis</i> sp	X	X		X
<i>Detonula</i> sp				
<i>Diploneis</i> sp	X	X	X	X
<i>D. bombus</i>		X		
<i>D. cabro</i>	X	X	X	X
<i>D. didyma</i>	X	X	X	X
<i>D. littoralis</i>				
<i>D. ovalis</i>				X
<i>Eucampia</i> sp	X			
<i>E. cornuta</i>	X			
<i>Epithemia</i> sp	X	X		
<i>Fragilaria</i> sp	X			
<i>Gephyria</i> sp				X



-				
<i>Gomphonema</i> sp				
<i>Grammatophora</i> sp	X	X	X	X
<i>G. marina</i>				
<i>Guinardia</i> sp				
<i>Gyrosigma</i> sp			X	
<i>G. spencereii</i>				
<i>Helicotheca</i> sp				X
<i>Hemiaulus</i> sp		X	X	X
<i>H. sinensis</i>		X	X	
<i>Hustedtiella</i> sp				
<i>Isthmia enervis</i>	X			
<i>Lauderia</i> sp				
<i>Leptocylindrus</i> sp	X	X	X	X
<i>L. danicus</i>	X	X	X	X
<i>L. minimus</i>	X	X	X	X
<i>Licmophora</i> sp	X	X	X	X
<i>L. abbreviata</i>	X	X	X	X
<i>L. flabellata</i>	X		X	X
<i>Mastogloia</i> sp		X		
<i>Melosira</i> sp	X	X	X	X
<i>M. nummuloides</i>	X			X
<i>Navicula</i> sp	X	X	X	X
<i>N. cryptocephala</i>	X	X		X
<i>N. distans</i>	X	X	X	X
<i>N. grimmei</i>	X			
<i>N. pavillardi</i>				
<i>N. peregrina</i>	X	X	X	X
<i>Neostreptothea subindica</i>			X	
<i>Nitzschia</i> sp	X	X	X	X
<i>N. bilobata</i>	X	X	X	X
<i>N. clausii</i>	X			
<i>N. closterium</i>	X	X	X	X
<i>N. delicatissima</i>	X	X	X	X
<i>N. insignis</i>	X	X		
<i>N. linearis</i>	X	X	X	X
<i>N. longissima</i>	X	X		
<i>N. lorenziana</i>	X	X	X	X
<i>N. paradoxa</i>	X	X	X	X
<i>N. seriata</i>	X	X		X
<i>N. sigma</i>	X	X	X	X
<i>N. sigmoidea</i>	X			
<i>Plagiogramma</i> sp				
<i>Planktoniella sol</i>				X
<i>Pleurosigma</i> sp	X	X	X	X
<i>Podocystis</i> sp	X	X		
<i>Rhabdonema</i> sp	X			
<i>R. adriaticum</i>				
<i>Rhizosolenia</i> sp	X	X		X
<i>R. alata</i>	X	X	X	X
<i>R. delicatula</i>				
<i>R. fragilissima</i>			X	X
<i>R. hebetata</i>	X	X	X	X
<i>R. robusta</i>	X	X	X	X
<i>R. setigera</i>	X	X	X	X
<i>R. stolterforthii</i>	X	X	X	X
-				



-				
<i>Skeletonema</i> sp	X	X	X	X
<i>S. costatum</i>	X	X	X	
<i>Stauroneis</i> sp	X			
<i>Stephanodiscus hantzschii</i>			X	
<i>Stictocylus</i> sp	X	X	X	
<i>Striatella</i> sp	X	X		X
<i>S. unipunctata</i>				
<i>Surirella</i> sp	X	X	X	X
<i>Synedra</i> sp		X		X
<i>Tabellaria</i> sp	X		X	
<i>Thalassionema nitzschioides</i>	X		X	X
<i>Thalassiothrix</i> sp	X	X	X	X
<i>T. longissima</i>				
<i>T. mediterranea</i>				
<i>Trigonium</i> sp				
<i>T. formosum</i>				
Diatomeas no identificadas	X	X	X	X
DINOFLAGELADOS				
<i>Achradina</i> sp		X		X
<i>Amphidinium</i> sp	X	X	X	X
<i>Amphisolenia</i> sp	X	X	X	
<i>Ceratium</i> sp	X	X	X	X
<i>C. furca</i>			X	X
<i>C. fusus</i>	X		X	X
<i>C. pentagonum</i>	X	X	X	
<i>C. tripos</i>	X	X	X	X
<i>Ceratocorys</i> sp		X		X
<i>Dinophysis caudata</i>				
<i>Gonyaulax</i> sp		X	X	
<i>Gymnodinium</i> sp	X	X	X	X
<i>Ornithocercus</i> sp	X	X	X	X
<i>Oxytoxum</i> sp		X		
<i>Podolampas</i> sp				
<i>P. bipes</i>				
<i>P. spinifera</i>				
<i>Prorocentrum</i> sp	X			
<i>Protoperidinium</i> sp	X	X	X	X
<i>P. depressum</i>				
<i>P. oceanicum</i>				X
<i>Pyrocystis</i> sp				
<i>Pyrophacus</i> sp	X	X	X	
OTROS GRUPOS FITOPLANCTÓNICOS				
Chlorophyceae	X	X	X	X
Silicoflagelados	X	X	X	X
Tintinnidos	X	X	X	X

Anexo 4. Distribución de los organismos fitoplanctónicos en las aguas del Puerto Deportivo “Pasito Blanco”, Gran Canaria, entre las ocho estaciones de muestreo.

	ESTACIONES DE MUESTREO							
	1	2	3	4	5	6	7	8
Diatomeas								
<i>Achnantes</i> sp			X	X	X			
<i>A. brevipes</i>	X	X	X	X	X	X	X	
<i>A. longipes</i>	X	X	X		X		X	
<i>Actinoptychus undulatus</i>				X		X	X	X
<i>Amphora</i> sp								X
<i>A. bigiba</i>					X			X
<i>Asterionellopsis glacialis</i>	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Bacillaria paxillifera</i>	X	X	X	X	X	X	X	
<i>Bacteriastrium delicatulum</i>							X	X
<i>B. elongatum</i>	X							
<i>Bellerochea malleus</i>				X				
<i>Biddulphia alternans</i>							X	
<i>B. pulchella</i>						X		X
<i>Bleakeleya notata</i>						X		
<i>Caloneis liber</i>			X		X			
<i>Campylodiscus</i> sp	X	X	X	X	X	X	X	
<i>Campyloneis grevillei</i>	X	X	X	X	X			
<i>Cerataulina bergoni</i>	X							
<i>Chaetoceros</i> sp	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Ch. atlanticus</i>								X
<i>Ch. curvisetus</i>	X	X	X	X	X	X	X	
<i>Ch. lorenzianus</i>	X	X		X	X	X		
<i>Ch. peruvianus</i>	X			X	X		X	X
<i>Cistula lorenziana</i>					X			
<i>Climacodium fraunfeldianum</i>	X					X		
<i>Climacosphenia monilifera</i>	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Cocconeis</i> sp	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>C. pellucida</i>							X	
<i>Coscinodiscus eccentricus</i>						X		
<i>C. radiatus</i>			X		X	X	X	
<i>Cyclotella</i> sp					X		X	
<i>Cylindrotheca closterium</i>	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Diploneis</i> sp	X				X			
<i>D. bombus</i>	X		X	X		X	X	X
<i>D. cabro</i>	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>D. dydima</i>	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>D. smithii</i>	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Entomoneis alata</i>			X	X				
<i>Fallacia pygmaea</i>	X	X		X	X	X	X	X
<i>Grammatophora marina</i>	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>G. oceanica</i>	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>G. undulata</i>		X						X
<i>Guinardia cylindrus</i>			X	X		X	X	X
<i>G. delicatula</i>						X	X	X
<i>G. flaccida</i>	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>G. striata</i>	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Gyrosigma</i> sp	X	X	X	X	X	X	X	X



-								
<i>Haslea</i> sp	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Hemiaulus hauckii</i>		X	X	X	X	X	X	X
<i>H. membranaceus</i>			X	X		X	X	X
<i>H. sinensis</i>			X					X
<i>Istmia enervis</i>				X	X		X	X
<i>Lampriscus orbiculatum</i>					X			X
<i>Leptocylindrus danicus</i>	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>L. mediterraneus</i>							X	X
<i>Licmophora</i> sp	X							
<i>L. abbreviata</i>	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>L. gracilis</i>	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Lithodesmiun undulatum</i>							X	X
<i>Lyrella</i> sp	X			X	X	X	X	X
<i>L. clavata</i>								X
<i>L. robertsiana</i>		X						
<i>Mastogloia binotata</i>				X		X	X	X
<i>M. fimbriata</i>					X			
<i>M. grana</i>	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Melosira nummuloides</i>			X					
<i>Navicula</i> sp	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Nitzschia</i> sp	X	X		X	X	X	X	X
<i>N. insignis</i>			X					
<i>N. panduriforme</i>	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>N. tryblionella</i>							X	
<i>Odontella aurita</i>	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>O. mobiliensis</i>		X	X	X	X	X	X	X
<i>O. sinensis</i>				X				
<i>Plagiotropis lepidoptera</i>	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Pleurosigma</i> sp	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Pleurosigma formosum</i>			X	X	X	X	X	X
<i>Pleurosigma</i> sp2								X
<i>Podocystis</i> sp							X	
<i>Podocystis americana</i>	X	X		X	X	X	X	X
<i>Proboscia alata</i>	X				X	X		X
<i>Rhaphoneis amphiceros</i>	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Rhizosolenia alata</i>	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>R. hebetata</i>	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>R. styliformis</i>	X							X
<i>Skeletonema costatum</i>	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Striatella unipunctata</i>	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Surirella fastuosa</i>	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Thalassiosira</i> sp	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>T. excentrica</i>	X	X	X	X	X	X		
<i>T. subtilis</i>				X				
<i>Triceratium</i> sp				X				
<i>Triceratium favus</i>			X					
<i>Trigonium</i> sp					X			
Dinoflagelados								
<i>Alexandrium</i> sp	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Amphidinium carterae</i>		X	X	X	X	X	X	X
<i>A. corpulentum</i>							X	X
<i>A. crassum</i>		X	X	X	X	X	X	X
<i>A. latum</i>	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>A. operculatum</i>							X	
<i>A. sphenoides</i>							X	
-								



-								
<i>Brachydinium capitatum</i>								X
<i>Ceratium candelabrum candelabrum</i>							X	
<i>C. candelabrum subcandelabrum</i>							X	
<i>C. contrarium</i>			X				X	X
<i>C. furca</i>		X	X	X		X	X	X
<i>C. fusus</i>		X	X	X	X	X	X	X
<i>C. lineatum</i>								X
<i>C. macroceros</i>								X
<i>C. macroceros gallicum</i>	X		X	X		X	X	X
<i>C. massiliense armatum</i>	X					X		
<i>C. massiliense massiliense</i>							X	
<i>C. pentagonum tenerum</i>		X	X		X	X	X	X
<i>C. pulchellum</i>							X	X
<i>C. tenue</i>						X	X	
<i>C. teres</i>						X	X	X
<i>C. tripos breve</i>	X						X	X
<i>C. tripos tripodoides</i>		X	X			X	X	X
<i>C. tripos tripos</i>	X						X	X
<i>Ceratocorys cf. horrida</i>							X	
<i>C. reticulata</i>								X
<i>Climacodium frauendialnum</i>							X	
<i>Cochlodinium sp</i>	X		X		X	X	X	X
<i>Corythodinium frenguelli</i>							X	X
<i>C. reticulatum</i>							X	
<i>Dinophysis acuminata</i>	X					X		
<i>D. capitulata</i>								X
<i>D. caudata</i>			X					
<i>D. punctata</i>	X	X	X	X		X	X	X
<i>D. rotundata</i>			X				X	X
<i>D. schoederi</i>	X	X	X	X	X	X	X	
<i>Diplopeltopsis minor</i>								X
<i>Goniodoma polyedricum</i>					X		X	X
<i>G. sphaericum</i>							X	X
<i>Gonyaulax sp</i>	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>G. birostris</i>							X	
<i>G. digitalis</i>		X	X	X	X	X	X	
<i>G. polyedra</i>					X		X	
<i>G. polygramma</i>							X	X
<i>G. spinifera</i>	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>G. sp1</i>							X	
<i>G. turbynei</i>			X				X	
<i>G. verior</i>					X		X	X
<i>Gymnodinium sp</i>	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>G. pseudonoctiluca</i>					X			
<i>G. sp2</i>				X		X		X
<i>G. sp3</i>						X	X	X
<i>Gyrodinium aureolum</i>	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>G. glaucum</i>	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Histioneis oxypteris</i>							X	
<i>Katodinium rotundatum</i>	X	X	X		X	X	X	X
<i>Nematodinium armatum</i>								X
<i>Ornithocercus magnificus (b)</i>								X
<i>O. quadratus</i>							X	
<i>Ostreopsis sp</i>	X		X	X	X	X	X	X
<i>Oxytoxum sp</i>			X		X	X		X
-								



-								
<i>O. longipes</i>							X	X
<i>O. milneri</i>						X		X
<i>O. ovum</i>								X
<i>O. sceptrum</i>							X	
<i>O. scolopax</i>				X			X	X
<i>O. turbo</i>							X	
<i>Podolampas palmipes</i>						X	X	
<i>P. spinifera</i>							X	X
<i>Pronoctiluca spinifera</i>			X		X		X	X
<i>Prorocentrum belizeanum</i>			X	X			X	
<i>P. compressum</i>	X	X					X	X
<i>P. dentatum</i>			X	X	X	X	X	X
<i>P. gracile</i>	X						X	X
<i>P. marinum</i>				X			X	X
<i>P. mexicanum</i>	X		X	X	X	X	X	X
<i>P. micans</i>	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>P. minimum</i>								X
<i>P. rostratum</i>				X		X		X
<i>P. triestinum</i>	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>P. vaginula</i>	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Protoperidinium</i> sp								X
<i>P. brevipes</i>	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>P. curvipes</i>	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>P. depressum</i>		X	X	X	X	X	X	X
<i>P. diabolus</i>							X	
<i>P. digitalis</i>								X
<i>P. elegans</i>						X		
<i>P. ovatum</i>				X				
<i>P. pallidum</i>								X
<i>P. pyriforme</i>	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>P. sp1</i>	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>P. sp2</i>	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>P. sp3</i>	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>P. steinii</i>	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Pyrophacus steinii</i>					X		X	X
<i>Scrippsiella trochoidea</i>	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Spiniferites</i> sp			X				X	X
<i>Torodinium robustum</i>	X	X	X	X	X	X	X	X
Prasinofíceas	X	X	X	X	X	X	X	X
Criptófita	X	X	X	X	X	X	X	X
Euglenófitas								
<i>Euglena acusformis</i>	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Eutreptiella</i> sp	X	X	X	X	X	X	X	X
Cianófitas								
<i>Leptolynbya fragilis</i>					X			
<i>Lyngbya aestuarii</i>					X			X
<i>Merismopedia</i> sp			X					
<i>Oscillatoria margaritifera</i>		X	X	X	X	X	X	X
<i>O. princeps</i>							X	X
<i>Phormidium</i> sp			X	X		X		X
<i>P. nigro-viride</i>								X
<i>Porphirosiphon notarisii</i>				X	X		X	X
<i>Spirulina subsalsa</i>	X			X	X		X	X
<i>S. subtilissima</i>	X					X		
-								



<i>Trichocoleus sociatus</i>		X		
<i>T. wuitneri</i>		X		X X
Silicoflagelados				
<i>Dictyoca fibula</i>	X		X X	
<i>Octactis octonaria</i>				X



UNIVERSIDAD DE LAS PALMAS DE GRAN CANARIA
Departamento de Biología