



UNIVERSITAT
POLITÈCNICA
DE VALÈNCIA

Departamento de Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente.

**DETERMINACIÓN DE LA INFLUENCIA DE LOS
FACTORES AMBIENTALES EN LAS
PROLIFERACIONES ALGALES FITOPLANCTÓNICAS
EN LA ZONA COSTERA DE GANDIA**

TESIS DOCTORAL

AUTOR:

M^a Isabel Gadea Pérez

DIRECTOR:

Dr. Miguel Rodilla Alamá

Valencia, febrero del 2016

Agradecimientos

Durante el tiempo que he estado realizando esta tesis doctoral son muchas las personas que en mayor o menor medida han colaborado en ella, unas con su trabajo en la realización de las campañas de muestreo, otras con las tareas de laboratorio, algunas ayudando en el tratamiento de los datos y otras con su apoyo moral y paciencia.

En primer lugar me gustaría agradecer a mi director Miguel Rodilla su papel como director de tesis no solo por sus conocimientos, ideas y duro trabajo en las campañas de muestreo, sino también por la labor de desbloqueo cuando las cosas no marchan como nos gustan. Ha sido un buen director de tesis así como un mejor compañero y excelente amigo.

Por supuesto, a mis compañeros y amigos del equipo de investigación, Tania Morata, Javier Sospedra, Julia Sanabria, Silvia Falco, Julia Escrivá y M^a Teresa Sebastián. También a los técnicos de laboratorio y aquellos alumnos que han colaborado conmigo a lo largo de estos años. De esta etapa de mi vida siempre recordaré las risas y confianzas del laboratorio. Y aunque me parezca increíble a veces echo en falta los madrugones y mareos de la barca para realizar las campañas de muestreo.

También tengo que agradecer a mi compañera y amiga de departamento Virginia Garófano porque siempre ha sido un gran apoyo y un ejemplo a seguir en esta profesión tan sacrificada. A mi amiga Ana por estar siempre ahí. A Margarita Fernández y Vanessa Castan del IRTA por ayudarme en mi iniciación con las microalgas y al Ministerio de Educación por concederme la beca para la realización de mi tesis.

Agradecer a mi padre que, aunque no siempre estando de acuerdo conmigo, me ha apoyado tanto en mis decisiones acertadas como en las que no lo han sido. A mi abuelo Jesús porque fue el que me enseñó lo maravillosa que es la naturaleza, a mi abuela Julia porque me enseñó a amarla y respetarla así como la fuerza que da tener fe. A mi hermano porque ser su ejemplo ha sido un motor para mí y porque cuando han ido mal las cosas pensar en él me hacía ver el lado bueno de la vida. A Miguel porque somos un equipo que unió esta tesis, que juntos hemos logrado hacer este trabajo, que hemos superado las tormentas y ahora nos merecemos disfrutar del mejor resultado de esta tesis, nuestro hijo al que amo con locura Noel.

Para finalizar, a mi madre porque ha sido la mejor madre que se puede tener, doy gracias cada día de que hayas formado parte de mi vida y espero que donde estés disfrutes de este momento porque va dedicado por completo a ti.

RESUMEN

La eutrofización es una forma de contaminación marina que se da cuando un exceso de nutrientes llega a los ecosistemas acuáticos. Este enriquecimiento en nutrientes a menudo induce a cambios en la biota y su hábitat. Concretamente, en los ecosistemas costeros, la respuesta de la comunidad fitoplanctónica a las entradas de nutrientes depende en gran medida de las características de las aguas receptoras, se altera su composición como su densidad e incluso se puede llegar a procesos de proliferación de determinadas especies de microalgas, con consecuencias ambientales negativas tanto para la pesca como para los usos recreativos.

El objetivo principal de esta tesis fue analizar y cuantificar la variabilidad temporal y espacial de la comunidad de fitoplancton del área costera de Gandia, en el sur del Golfo de Valencia (Mediterráneo occidental), como respuesta a las variaciones fisicoquímicas del agua bajo diferentes condiciones ambientales, y estudiar que especies pueden ser susceptibles de proliferar en la zona. El área costera de Gandia constituye una excelente zona para desarrollar este estudio porque en ella se dan la mayoría de las entradas de nutrientes, tanto puntuales como difusas, que afectan las áreas costeras como son: las descargas de aguas residuales mediante emisarios submarinos, aportes fluviales y descargas de aguas subterráneas procedentes de acuíferos costeros. Además, los canales superficiales que drenan el humedal de La Safor, cuyo uso fundamental es la agricultura, vierten en las aguas confinadas del Puerto de Gandía.

Para conseguir este objetivo se determinó la composición taxonómica de la comunidad de fitoplancton mediante la realización de 32 campañas desde julio de 2009 hasta julio de 2011. Esta es la primera vez que la comunidad de fitoplancton del área costera de Gandia ha sido estudiada hasta el nivel de especie y con una frecuencia de muestreo tan elevada.

Los resultados muestran que la entrada de nutrientes, principalmente a través del río Serpis y los canales que drenan el humedal, determinan la composición y abundancia de la comunidad de fitoplancton. Además, diversos factores ambientales clave como temperatura del agua, radiación, hidrodinamismo, así como las ratios de nutrientes influyen en las diferentes asociaciones de fitoplancton y su proliferación. La comunidad fitoplanctónica estuvo formada principalmente por dos grupos, las diatomeas y los dinoflagelados, y se identificaron un total de 126 taxones. La población de diatomeas fue mayor principalmente en otoño e invierno, mientras que en primavera, crecieron los dinoflagelados influenciados por la alta radiación y temperatura. Por otro lado, la abundancia de diatomeas fue elevada incluso en verano, el factor clave que soporta esta gran abundancia parece ser la disponibilidad continua de sílice por a los aportes de aguas subterráneas, los intercambios en la interfase agua-sedimento en zonas poco profundas y las escorrentías superficiales, junto con óptimas condiciones de luz y temperatura. Los vertidos de efluentes de la planta de tratamiento de aguas residuales a través del emisario submarino y el río Vaca no tuvieron un impacto significativo en la comunidad de fitoplancton debido a una mayor dilución con las aguas oligotróficas del Mediterráneo. En la playa Venecia se dieron las concentraciones más altas de nutrientes y fitoplancton consecuencia del mayor tiempo de residencia del agua. El Puerto proporciona las condiciones adecuadas de confinamiento para la proliferación de dinoflagelados. Tanto en la playa de Venecia como en el Puerto de Gandia se detectaron especies potencialmente dañinas y formadoras de blooms, algunas de ellas como *Pseudo-nitzschia spp.*, *Phaeocystis cf. cordata*, y *Alexandrium cf. minutum* llegaron a alcanzar altas densidades.

Este estudio ha demostrado que las concentraciones de nutrientes de la zona costera de Gandia son suficientes para permitir una alta producción primaria e incluso en las condiciones adecuadas de confinamiento para promover la proliferación de microalgas, siendo algunas de ellas potencialmente dañinas. Los datos obtenidos sugieren que los nutrientes orgánicos pueden ejercer un papel importante en el desarrollo de algunas microalgas como las del género *Pseudo-nitzschia*. Es conveniente, en base a los resultados obtenidos, tener en cuenta en futuras investigaciones el papel de del reservorio de materia orgánica en las áreas de confinamiento de esta zona costera.

ABSTRACT

Eutrophication is a form of water pollution that occurs when an excess of nutrients run into water ecosystems. This nutrient enrichment often induces changes in biota and its habitat. Specifically, in coastal ecosystems, the response of the phytoplankton community to nutrient inputs widely depends on the characteristic of the receiving waters, which encourages the growth of algae and eventually can lead to algal blooms, with negative environmental consequences for fisheries and recreational uses.

The main objective of this thesis was to analyze and quantify the temporal and spatial variability in the phytoplankton community of the coastal area of Gandia, in the south of the Gulf of Valencia (Western Mediterranean Sea), as a response to physicochemical water variables during different environmental conditions and understand which species could proliferate in this area. The coastal area of Gandia constitute an excellent study area to implement this study as it presents most of the point and non-point nutrients inputs that usually affect coastal areas, such as wastewater discharges through submarine outfall, river discharges and groundwater discharges from a detritic aquifer. Furthermore, surface channels that drain the Safor wetland, which is used mainly for agricultural crops, outflow into the confined harbor.

For this purpose, the taxonomic composition of the phytoplankton communities was determined in 32 sampling campaigns from July 2009 to July 2011. As novelty, this is the first time that the phytoplankton community of the coastal area of Gandia has been identified to species level and with such a high sampling frequency.

The results indicate that nutrient inputs mainly from the river Serpis and channels that drain the wetland determine the composition and abundance of the phytoplankton community, and that several key environmental factors such as water temperature, radiation, hydrodynamism, and the molar ratios of nutrients influence seasonal phytoplankton assemblages. The phytoplankton community comprised two main groups: diatoms and dinoflagellates and a total of 126 taxa were identified. The diatom population primarily flourished in autumn and winter whereas in spring, dinoflagellate bloom occurred with high radiation and temperature. On the other hand, diatoms abundance was high even in summer; the key factor supporting this high diatom abundance seems to be the continuous availability of silica because of groundwater discharges, exchanges with the sediment interface in shallow areas and surface agriculture runoff, together with optimal light and temperature conditions. The discharges from the sewage treatment plant through the submarine outfall and the river Vaca did not appear to have a significant impact on the phytoplankton community because of a large water exchange with the oligotrophic Mediterranean waters. In the Venecia beach the highest levels of nutrient concentration and phytoplankton density were attributed to the greatest water residence time. The Gandia Harbor provide the proper conditions of confinement for the dinoflagellate blooms' development. Potentially harmful and blooming species were detected in these areas with some like *Pseudo-nitzschia* spp., *Phaeocystis* cf. *cordata*, and *Alexandrium* cf. *minutum* reaching high densities.

This study has demonstrated that nutrient concentrations of the coastal area of Gandia are sufficient to allow high primary production and, under the proper conditions of confinement and water column stability, to promote the formation of microalgal blooms. Furthermore, the data obtained suggests that organic nutrients may exert an important role

in the development of some microalgae like *Pseudo-nitzschia*. Future research, should to consider the role of the organic pool in the most confinement sections of this coastal area.

RESUM

L'enriquiment en nutrients, derivat de les activitats humanes, és un problema que afecta globalment a tots els ecosistemes aquàtics i, especialment als estuaris i àrees costaneres. Esta fertilització sovint indueix a canvis en la biota i el seu hàbitat. Aquests canvis variaran en gran mesura en funció de les característiques de les aigües receptores. La primera resposta a este enriquiment en nutrients s'observa en la comunitat fitoplantònica, veient-se alterada tant la seua composició com la seua densitat donant-se, fins i tot, processos de proliferació de determinades espècies de microalgues amb conseqüències ambientals negatives, tant per a la pesca com per als usos recreatius.

L'objectiu principal d'esta tesi va ser analitzar i quantificar la variabilitat temporal i espacial de la comunitat de fitoplàncton de l'àrea costanera de Gandia, al sud del Golf de València (Mediterrani occidental), com a resposta a les variacions fisicoquímiques de l'aigua, baix diferents condicions ambientals i, estudiar quines espècies podien ser susceptibles de proliferar en ella. La costa de Gandia presenta la majoria de les entrades de nutrients, tant puntuals com difuses, que afecten les àrees costaneres com descàrregues d'aigües residuals per mitjà d'emissaris submarins, aportacions fluvials i descàrregues d'aigües subterrànies procedents d'aqüífers costaners. A més, els canals superficials que drenen l'aiguamoll de la Safor, que s'utilitzen fonamental en l'agricultura, s'aboquen a les aigües confinades del Port. Per a aconseguir aquest objectiu, es va determinar la composició taxonòmica de la comunitat de fitoplàncton en 32 campanyes, des de juliol de 2009 fins a juliol de 2011. Es tracta del primer treball realitzat en esta zona en què la comunitat de fitoplàncton ha sigut estudiada fins al nivell d'espècie i amb una freqüència de mostreig tan elevada i en el que s'han quantificat les aportacions de nutrients de la xarxa de drenatge de l'aiguamoll de la Safor al Port.

Els resultats mostren que l'entrada de nutrients, principalment a través del riu Serpis i els canals que drenen l'aiguamoll, determinen la composició i abundància de la comunitat de fitoplàncton. A més, diversos factors ambientals clau com la temperatura de l'aigua, radiació, hidrodinamisme, així com les ràtios de nutrients influeixen en les diferents associacions de fitoplàncton i la seua dinàmica de proliferació. La comunitat fitoplanctònica va estar formada principalment per dos grups: les diatomees i dinoflagel·lats, i es van identificar un total de 126 tàxons. La concentració de dinoflagel·lats va augmentar en primavera com a conseqüència dels increments en la radiació solar i la temperatura de l'aigua. D'altra banda, encara que en general les majors abundàncies de diatomees es van donar durant la tardor i l'hivern, estes es van mantindre elevades tan be a l'estiu.

Probablement el factor clau que suporta esta gran abundància durant l'estació estival va ser la disponibilitat continuada de sílice per les aportacions d'aigües subterrànies, els intercanvis en la interfase aigua-sediment en zones poc profundes i els escolaments superficials, junt amb òptimes condicions de llum i temperatura. Els abocaments de la planta de tractament d'aigües residuals a través de l'emissari submarí i el riu Vaca no van tindre en general un impacte significatiu en la comunitat de fitoplàncton degut a una major dilució amb les aigües oligotròfiques del Mediterrani. A la platja Venècia es donaren les concentracions més altes de nutrients i fitoplàncton conseqüència del major temps de residència de l'aigua. El Port de Gandia va proporcionar les condicions adequades de confinament per al desenvolupament de les floracions de dinoflagel·lats. Tant a la platja de Venècia com al Port de Gandia es detectaren espècies potencialment danyoneses i formadores de blooms, algunes d'elles com *Pseudo-nitzschia spp.*, *Phaeocystis cf. cordata*, i *Alexandrium cf. minutum* van aconseguir

concentracions per a les que hi ha precedents en quant a efectes tòxics o roïns sobre l'ecosistema o s'han iniciat mesures de mitigació o gestió en altres zones costaneres.

Aquest estudi ha demostrat que les concentracions de nutrients de la zona costanera de Gandia són suficients per a permetre una alta producció primària i, en les condicions adequades de confinament per a promoure la proliferació de microalgues tòxiques y/o potencialment danyoses. Els resultats obtinguts indiquen la necessitat tindre en compte en futures investigacions el paper del reservori de matèria orgànica sobre la comunitat de fitoplàncton en les àrees de major confinament d'esta zona costanera com són la Platja de Venècia i el Port de Gandia.

DETERMINACIÓN DE LA INFLUENCIA DE LOS FACTORES AMBIENTALES EN LAS PROLIFERACIONES ALGALES FITOPLANCTÓNICAS EN LA ZONA COSTERA DE GANDIA

Agradecimientos

Resumen

Abstract

Resum

Índice General

Índice de tablas

Índice de figuras

Listado de abreviaturas

1 INTRODUCCIÓN

1.1 La eutrofización en las zonas costeras mediterráneas	1
1.2 El fitoplancton en las zonas costeras	4
1.3 Proliferaciones de algas potencialmente dañinas en las áreas costeras	5
1.4 Estudios previos	7

2 OBJETIVOS 9

3 MATERIAL Y MÉTODOS

3. 1 Descripción de la zona de estudio	11
3. 2 Muestreo	17
3.2.1 Descripción de las campañas área costera abierta	17
3.2.2 Descripción de las campañas del Puerto	21
3.3 Obtención de datos hidrodinámicos y climatológicos	25
3.4 Obtención de datos físico-químicos in situ	26
3.5 Tratamiento y análisis de las muestras	27
3.5.1 Cadena de custodia y conservación de las muestras	27
3.5.2 Métodos de análisis	28
4. Tratamiento estadístico	34

5. Exposición y análisis de los resultados	35
4 RESULTADOS Y DISCUSIÓN	
4.1 Caracterización meteorológica e hidrológica de la zona durante el periodo de estudio	
4.1.1 Meteorología	37
4.1.2 Hidrología fluvial	43
4.1.3 Red de acequias que drenan el Marjal de la Safor.	45
4.1.4 Discusión.	54
4.2 Variación temporal y espacial de la calidad del agua y la comunidad de fitoplancton del Puerto de Gandia.	
4.2.1 Estación de muestreo P1	61
4.2.2 Estación de muestreo P2	66
4.2.3 Estación de muestreo P3	71
4.2.4 Estación de muestreo P4	79
4.2.5 Estación de muestreo P5	86
4.2.6 Estación de muestreo P6	93
4.2.7 Estación de muestreo P7	100
4.2.8 Influencia de los aportes de la red de acequias del marjal sobre la concentración de nutrientes del Puerto.	106
4.2.9 Comunidad de fitoplancton	112
4.2.10 Influencia de los aportes de nutrientes y la calidad del agua sobre la comunidad de fitoplancton.	118
4.2.11 Discusión	131
4.3 Dinámica estacional de la comunidad de fitoplancton en el área costera abierta.	
4.3.1 Variables físicoquímicas	143
4.3.2 Concentración y ratio de nutrientes	145
4.3.3 Clorofila <i>a</i>	149

4.3.4 Estructura de la comunidad de fitoplancton	150
4.3.5 Dinámica estacional de la comunidad de fitoplancton	153
4.3.6 Comportamientos espaciales de la comunidad de fitoplancton	155
4.3.7 Especies potencialmente dañinas y formadoras de blooms	159
4.3.8 Relaciones entre parámetros abióticos y la comunidad de fitoplancton	162
4.3.9 Discusión	162
4.4 Variaciones de nutrientes y fitoplancton en las aguas costeras de Gandia en la estación estival	
4.4.1 Análisis de las variaciones interanuales de los parámetros físicoquímicos	171
4.4.1.1 Temperatura	171
4.4.1.2 Salinidad	171
4.4.1.3 Oxígeno disuelto	175
4.4.1.4 Sólidos en suspensión y transparencia del agua	175
4.4.1.5 Materia orgánica disuelta coloreada	176
4.4.1.6 Nutrientes y ratios de nutrientes	176
4.4.2 Aplicación del índice de calidad TRIX y clasificación EEA	187
4.4.3 Clorofila <i>a</i>	188
4.4.4 Análisis de las variaciones interanuales de la comunidad de fitoplancton	191
4.4.5 Variaciones espaciales de la comunidad de fitoplancton	198
4.4.6 Relaciones entre parámetros abióticos y la comunidad de fitoplancton	202
4.4.7 Discusión	203
4.5 Caracterización general de la comunidad de fitoplancton en el área costera de Gandia.	
4.5.1 Estructura de la comunidad fitoplanctónica	209
4.5.2 Densidad celular y frecuencia de especies	216
4.5.3 Especies tóxicas y/o potencialmente dañinas	218
4.5.4 Discusión	221

5 Conclusiones	
5.1 Conclusiones	225
5.2 Las líneas futuras de investigación	230
6 Referencias bibliográficas	231
Anexos	
Anexo A: Datos campañas Puerto de Gandia	
Anexo B: Datos campañas área costera abierta	

1 INTRODUCCIÓN

2 OBJETIVOS

3 MATERIAL Y MÉTODOS

- 3. 1 Franja costera del término municipal de Gandía.
- 3. 2 Puerto de Gandía.
- 3. 3 Cronograma días de muestreo.
- 3. 4 Distribución estaciones de muestreo campañas área costera abierta.
- 3. 5 Perfil del transecto con los puntos de muestreo.
- 3. 6 Distribución estaciones de muestreo campañas del puerto.
- 3. 7 Perfil del transecto con las estaciones de muestreo de las campañas del puerto.
- 3. 8 Localización estaciones de aforo río Serpis.
- 3. 9 Red de drenaje del Marjal de Gandía y localización de la desembocadura en el puerto de los canales.
- 3. 10 Cadena de custodia y conservación de las distintas alícuotas de la fracción A.

4 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1 Caracterización climatológica e hidrológica de la zona durante el periodo de estudio

- 4.1.1 Variación temporal de las temperaturas y las precipitaciones durante el periodo de estudio.
- 4.1.2 Variación temporal de la radiación máxima, radiación media y horas de luz diarias durante el periodo de estudio.
- 4.1.3 Frecuencia mensual de la dirección del viento a partir de los datos recogidos en los años 2010 y 2011 (%).
- 4.1.4 Distribución de la salinidad (g kg^{-1}) en la zona de estudio en las campañas intensivas.
- 4.1.5 Caudales de las acequias durante el periodo de estudio.
- 4.1.6 Variación temporal de la clorofila *a* en las acequias.
- 4.1.7 Variación temporal de los aportes de DIN de las acequias.
- 4.1.8 Variación temporal de los aportes de DSi de las acequias.
- 4.1.9 Variación temporal de los aportes de TP de las acequias.
- 4.1.10 Variación temporal de los aportes de DIP de las acequias.
- 4.1.11 Diagramas box-whisker de los aportes de las acequias.
- 4.1.12 Variación estacional de los aportes de nutrientes de las acequias.

4.2 Variación temporal y espacial de la calidad del agua y la comunidad de fitoplancton del Puerto de Gandía.

- 4.2.1 Variación temporal de la calidad del agua en la estación de muestreo P1.
- 4.2.2 Variación temporal de la calidad del agua en la estación de muestreo P1 (nutrientes).
- 4.2.3 Variación temporal de la comunidad de fitoplancton en la estación de muestreo P1.
- 4.2.4 Variación temporal de la calidad del agua en la estación de muestreo P2.
- 4.2.5 Variación temporal de la calidad del agua en la estación de muestreo P2 (nutrientes).
- 4.2.6 Variación temporal de la comunidad de fitoplancton en la estación de muestreo P2.
- 4.2.7 Variación temporal de la calidad del agua en la estación de muestreo P3.
- 4.2.8 Variación temporal de la calidad del agua en la estación de muestreo P3 (nutrientes).
- 4.2.9 Variación temporal de la comunidad de fitoplancton en la estación de muestreo P3.
- 4.2.10 Variación temporal de la calidad del agua en la estación de muestreo P4.
- 4.2.11 Variación temporal de la calidad del agua en la estación de muestreo P4 (nutrientes).
- 4.2.12 Variación temporal de la comunidad de fitoplancton en la estación de muestreo P4.
- 4.2.13 Variación temporal de la calidad del agua en la estación de muestreo P5.
- 4.2.14 Variación temporal de la calidad del agua en la estación de muestreo P5 (nutrientes).
- 4.2.15 Variación temporal de la comunidad de fitoplancton en la estación de muestreo P5.
- 4.2.16 Variación temporal de la calidad del agua en la estación de muestreo P6.
- 4.2.17 Variación temporal de la calidad del agua en la estación de muestreo P6 (nutrientes).
- 4.2.18 Variación temporal de la comunidad de fitoplancton en la estación de muestreo P6.
- 4.2.19 Variación temporal de la calidad del agua en la estación de muestreo P7.
- 4.2.20 Variación temporal de la calidad del agua en la estación de muestreo P7 (nutrientes).
- 4.2.21 Variación temporal de la comunidad de fitoplancton en la estación de muestreo P7.
- 4.2.22 Aportes de DIN por la red de acequias del marjal y concentración de nitratos y nitritos en las estaciones de muestreo.
- 4.2.23 Aportes de DIN por la red de acequias del marjal y concentración de amonio en las estaciones de muestreo.
- 4.2.24 Aportes de DIP por la red de acequias del marjal y concentración de DIP en las estaciones de muestreo.
- 4.2.25 Aportes de TP por la red de acequias del marjal y concentración de TP en las estaciones de muestreo
- 4.2.26 Aportes de DSi por la red de acequias del marjal y concentración de DSi en las estaciones de muestreo
- 4.2.27 Comportamiento del estado trófico indicado por el Índice TRIX

- 4.2.28. Dendrograma del cluster jerárquico de las 7 estaciones de muestreo, usando una matriz de similitudes aplicando la distancia Bray Curtis y el método de linkage fue el promedio del grupo (group average)
- 4.2.29 Aportes de DIN y N-amoniaco por la red de acequias del marjal y concentración de diatomeas en las estaciones de muestreo
- 4.2.30 Aportes de DIP y PT por la red de acequias del marjal y concentración de diatomeas en las estaciones de muestreo
- 4.2.31 Aportes de DSi por la red de acequias del marjal y concentración de diatomeas en las estaciones de muestreo
- 4.2.32 Aportes de DIN y N-amoniaco por la red de acequias del marjal y concentración de diatomeas en las estaciones de muestreo
- 4.2.33 Aportes de DIP y PT por la red de acequias del marjal y concentración de diatomeas en las estaciones de muestreo.
- 4.2.34 Aportes de DSi por la red de acequias del marjal y concentración de diatomeas en las estaciones de muestreo
- 4.2.35 Gráfico de correlación del RDA, relación entre variables ambientales (flechas rojas), la biomasa de los grupos de fitoplancton (flechas negras) y muestras. El símbolo de las muestras corresponde con las estaciones de muestreo. Varianza explicada 23 %.

4.3 Dinámica estacional de la comunidad de fitoplancton en el área costera abierta

- 4.3.1. Perfiles verticales de temperatura y salinidad.
- 4.3.2. Tasas de nutrientes en la zona costera de Gandía. El nutriente limitante está delimitado por las líneas DSi:DIN=1; DIN:DIP=16, y DSi:DIP=16. Las líneas definen seis áreas diferentes, definiendo el nutriente limitante por orden de prioridad.
- 4.3.3. Variaciones estacionales y espaciales en la concentración media de nutrientes y clorofila-*a* de dos puntos de muestreo en la entrada del Puerto (□ H1, H2), Playa l'Ahuir(△ WV), emisario submarino (● OU), desembocadura del río Serpis en la Playa de Venecia (◇ RS, S4, A4) y el resto de puntos de muestreo (■).
- 4.3.4. Variación espacial y temporal de DIN ($\mu\text{mol l}^{-1}$), DSi ($\mu\text{mol l}^{-1}$), DIP ($\mu\text{mol l}^{-1}$) y TP ($\mu\text{mol l}^{-1}$).
- 4.3.5. Distribución temporal y espacial de clorofila *a*.
- 4.3.6. Diagramas Box-whiskers de los principales grupos de fitoplancton.
- 4.3.7. Contribución de los diferentes grupos de fitoplancton a la abundancia celular total en cada estación del año.
- 4.3.8. Dendrograma del cluster jerárquico de los 33 puntos de muestreo, usando una matriz de similitudes aplicando la distancia Bray Curtis y el método de linkage fue el promedio del grupo (group average).
- 4.3.9. Distribución de los principales grupos de fitoplancton identificados por el análisis de conglomerados.
- 4.3.10. Variaciones estacionales y espaciales de los principales grupos de fitoplancton en dos estaciones en la entrada del puerto (□ H1, H2), en la playa l'Auir (△ WV), en el emisario submarino(● OU), en la desembocadura del río Serpis en la Playa Venecia(◇ RS, S4, A4) y en el resto de estaciones de la zona de estudio (■).

4.3.11. Gráfico de correlaciones del Análisis de Correspondencias Canónicas (CCA), basado en la relación entre variables ambientales y especies potencialmente nocivas (HABs).

4.4 Variaciones de nutrientes y fitoplancton en las aguas costeras de Gandía en la estación estival.

4.4.1. Perfil longitudinal de temperatura.

4.4.2. Distribución espacial de la salinidad.

4.4.3. Diagrama box-whisker oxígeno disuelto (mg l^{-1}).

4.4.4. Diagrama box-whisker nitrógeno inorgánico disuelto DIN (μM).

4.4.5. Distribución espacial del nitrógeno inorgánico disuelto (μM).

4.4.6. Diagrama box-whisker fósforo inorgánico disuelto DIP (μM).

4.4.7. Perfil longitudinal de concentración de fósforo soluble reactivo verano 2010.

4.4.8. Perfil longitudinal de concentración de fósforo soluble reactivo verano 2011.

4.4.9. Distribución espacial del fósforo inorgánico disuelto (μM).

4.4.10. Diagrama box-whisker fósforo total (μM).

4.4.11. Perfil longitudinal de concentración de fósforo total verano 2010.

4.4.12. Perfil longitudinal de concentración de fósforo total verano 2011.

4.4.13. Distribución espacial del fósforo total (μM).

4.4.14. Diagrama box-whisker DSi (μM).

4.4.15. Perfil longitudinal de concentración de DSi verano 2010.

4.4.16. Perfil longitudinal de concentración de DSi verano 2011.

4.4.17. Distribución espacial silicio reactivo disuelto (μM).

4.4.18. Diagrama box-whisker relaciones estequiométricas.

4.4.19. Tasas de nutrientes en la zona costera de Gandía. El nutriente limitante está delimitado por las líneas DSi:DIN=1; DIN:DIP=16, y DSi:DIP=16. Las líneas definen seis áreas diferentes, definiendo el nutriente limitante por orden de prioridad.

4.4.20. Estado trófico indicado por el Índice de Calidad TRIX.

4.4.21. Calidad del agua según la clasificación EEA.

4.4.22. Diagrama box-whisker clorofila *a* ($\mu\text{g l}^{-1}$).

4.4.23 Perfil longitudinal de concentración de clorofila *a* ($\mu\text{g l}^{-1}$) verano 2011.

4.4.24. Variaciones estacionales y espaciales en la concentración media de nutrientes y clorofila-*a* de los puntos de muestreo en la entrada del Puerto (\square H1, H2), Playa l'Auir (\triangle WV), emisario submarino (\bullet OU), desembocadura del río Serpis en la Playa de Venecia (\diamond RS, S4, A4).

4.4.25. Contribución de los diferentes grupos de fitoplancton a la abundancia celular total en cada campaña estival.

4.4.26. Variaciones estacionales y espaciales en la concentración media de los diferentes grupos de fitoplancton de los puntos de muestreo en la entrada del Puerto (\square H1, H2), Playa l'Auir (\triangle WV), emisario submarino (\bullet OU), desembocadura del río Serpis en la Playa de Venecia (\diamond RS, S4, A4) y el resto de puntos de muestreo (\blacksquare).

4.4.27. Distribución espacial de diatomeas y dinoflagelados (cel l^{-1}).

4.4.28. Contribución de los diferentes grupos de fitoplancton a la abundancia celular total por zonas.

1 INTRODUCCIÓN

2 OBJETIVOS

3 MATERIAL Y MÉTODOS

3.1 Requisitos efluente EDAR.

3.2 Fecha de muestreos y nomenclatura de las campañas del área costera abierta.

3.3 Localización de cada estación muestreada, profundidad existente en esa estación y distancia a la costa.

3.4 Hora de toma de muestras campañas área costera abierta.

3.5 Fecha de las campañas del puerto y nomenclatura.

3.6 Localización de cada estación muestreada en las campañas del puerto.

3.7 Hora toma de muestras de las estaciones de muestreo de las campañas del puerto.

3.8. Valores de referencia del índice TRIX para los niveles de estado trófico.

3.9 Límites de concentraciones usados en la clasificación EEA para la calidad del agua

3. 10 Tiempo de sedimentación de muestras con fijación con formaldehído.

4 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1 Caracterización climatológica e hidrológica de la zona durante el periodo de estudio

4.1.1 Tabla resumen de datos climatológicos

4.1.2 Valores medios y máximos velocidad del viento ($m s^{-1}$).

4.1.3 Salinidad en la desembocadura del río Vaca ($g kg^{-1}$).

4.1.4 Datos caudales del río Serpis. Fuente SAIH (CHJ).

4.1.5 Salinidad en la desembocadura del río Serpis, salinidad media del muestreo y diferencia de salinidades.

4.1.6 Resumen parámetros de los canales que desembocan en el puerto. Id: límite de detección ($0.1 \mu M$).

4.1.7 Variación temporal de la concentración de nutrientes, clorofila *a*, sólidos en suspensión, materia orgánica disuelta coloreada y oxígeno disuelto en el punto de vertido de las acequias al Puerto de Gandía. CH1: Acequia Molí; CH2: Acequia Rei-Nova y CH3: Acequia Ahuir.

4.1.8 Aportes de nutrientes de las acequias al puerto

4.1.9 Aportes de nutrientes de las acequias al puerto ($g dia^{-1}$).

4.2 Variación temporal y espacial de la calidad del agua y la comunidad de fitoplancton del Puerto de Gandía.

4.2.1. Número de taxones pertenecientes a cada grupo en la estación de muestreo P1.

4.2.2. Número de taxones pertenecientes a cada grupo en la estación de muestreo P2.

4.2.3. Número de taxones pertenecientes a cada grupo en la estación de muestreo P3.

4.2.4. Número de taxones pertenecientes a cada grupo en la estación de muestreo P4.

4.2.5. Número de taxones pertenecientes a cada grupo en la estación de muestreo P5.

4.2.6. Número de taxones pertenecientes a cada grupo en la estación de muestreo P6.

4.2.7. Número de taxones pertenecientes a cada grupo en la estación de muestreo P7.

4.2.8. Taxones identificados en el Puerto de Gandía. Np: número de muestras en las que el taxón aparece. %Np: Porcentaje del total de muestras donde el taxón aparece. ($Av > 0$) Concentración media cuando el taxón aparece (cel l^{-1}). Máx. Máxima concentración alcanzada. Abundancia total: suma de la abundancia celular en todas las muestras tomadas (cel l^{-1}).

4.2.9. Valores medios y desviación estándar de los parámetros físico químicos del Puerto de Gandía en las estaciones de muestreo.

4.3 Dinámica estacional de la comunidad de fitoplancton en el área costera abierta.

4.3.1. Medidas físicoquímicas, parámetros de la comunidad fitoplanctónica y clorofila a. Media, desviación estándar, valores mínimos y máximos, agrupando puntos de muestreo por estaciones del año.

4.3.2. Porcentajes de DIN, DIP (PO_4^{3-}) o DSi (SiO_2) como nutriente limitante.

4.3.3. Taxones identificados en el área de estudio. % Np: porcentaje de las muestras totales donde el taxón ha sido identificado; $Av > 0$: densidad media (cel l^{-1}). Abundancia total: suma de la abundancia de células en todas las muestras tomadas. Máxima abundancia en cada estación del año (cel l^{-1}), n indica que la muestra ha sido observada en muestra de red.

4.3.4. Especies indicadoras de presión antropogénica. $Av > 0$: densidad media (cel l^{-1}).

4.3.5. Principales características de los taxones potencialmente dañinos. Code: abreviación usada en el CCA. Tax group: Grupo taxonómico: se refiere a dinoflagelados (DINO), diatomeas (DIAT), rafdofíceas (RAPH), flagelados (FL) y haptofíceas (HAPT). Cell type se refiere a células individuales (i), formadoras de cadenas o coloniales (c); Harmful se refiere el efecto potencialmente dañino: toxina paralizante (PSP), toxina diarreaica (DSP), toxina amnésica (ASP), neurotóxica (NTX), ictiotóxica (fish-killing) y formadora de blooms (bf), un asterisco * indica concentraciones elevadas. Np: número de muestras en las que aparece, % Np: porcentaje con respecto al total; $Av > 0$: concentración media cuando el taxón es detectado (cel l^{-1}); Max.: concentración celular máxima (cel l^{-1})

4.3.6. Matriz de correlación de Spearman entre los grupos de fitoplancton y las variables ambientales.

4.4 Variaciones de nutrientes y fitoplancton en las aguas costeras de Gandía en la estación estival.

4.4.1. Resumen estadístico parámetros físicoquímicos.

4.4.2. Valores medios de los parámetros físico-químicos en las diferentes zonas del área de estudio.*muestra más cercana al emisario.

4.4.3. Tabla resumen de taxones identificados.

4.4.4. Tabla resumen de taxones potencialmente dañinos.

4.4.5. Taxones exclusivos de cada campaña de muestreo.

4.4.6. Taxones identificados en el área de estudio. Np: número de muestras en las que el taxón aparece. %Np: Porcentaje del total de muestras donde el taxón aparece. (Av>0) Concentración media cuando el taxón aparece (cel l⁻¹). Máx. Máxima concentración alcanzada. Abundancia total: suma de la abundancia celular en todas las muestras tomadas (cel l⁻¹).

4.4.7. Matriz de correlación de Spearman entre los grupos de fitoplancton y las variables ambientales (P<0.05).

4.5 Caracterización general de la comunidad de fitoplancton en el área costera de Gandía.

4.5.1 Resumen composición taxonómica (nº especies).

4.5.2 Especies exclusivas de cada campaña de muestreo. Especies potencialmente tóxicas y/o dañinas.

4.5.3 Taxones identificados en el área de estudio.

4.5.4 Porcentajes de ocurrencia (%) de los diferentes grupos.

4.5.5 Características principales de los taxones potencialmente dañinos.

ABREVIATURAS

- ASP:** Intoxicación Amnésica por Marisco» (Amnesic Shellfish Poisoning)
- CCA:** Análisis de Correspondencias Canónicas
- CHJ:** Confederación hidrográfica del Júcar
- CH1:** Acequia Molí
- CH2:** Acequia Rei-Nova
- CH3:** Acequia Auir
- Chl-*a*:** Clorofila *a*
- EEA:** Agencia Europea de Medio Ambiente
- DIN:** Nitrógeno Inorgánico Disuelto
- DIP:** Fósforo Inorgánico Disuelto
- DSP:** Intoxicación Diarreogénica por Marisco (Diarrhetic Shellfish Poisoning)
- DSi:** Sílice Inorgánico Disuelto
- HAB:** Harmful algal bloom
- NSP:** Intoxicación Neurotóxica por Marisco» (Neurotoxic Shellfish Poisoning)
- OD:** Oxígeno Disuelto
- Pp:** Precipitaciones previas
- PSP:** Intoxicación Paralizante por Marisco (Paralytic Shellsfish Poisoning)
- RDA:** Análisis de Redundancia
- SAIH:** Sistema Automático de Información Hidrológica
- SS:** Sólidos en suspensión
- TP:** Fósforo total



Capítulo 1

Introducción



1.1 La eutrofización en las zonas costeras mediterráneas

La eutrofización y el Mar Mediterráneo

Los estuarios y las áreas costeras reciben una elevada carga de nutrientes de origen terrestre, algunas de estas entradas lo hacen a través de fuentes puntuales que vierten en zonas localizables (p.e. ríos y emisarios submarinos de aguas residuales) y otras lo hacen a través de fuentes no puntuales, las cuales son difusas y muy variables de un año a otro, dependiendo del clima y las precipitaciones (p.e. la escorrentía superficial y subterránea) (Paerl, 2006).

La influencia de estos aportes terrestres cobra especial relevancia en las zonas marinas oligotróficas, como es el caso del Mar Mediterráneo (Romero *et al.*, 2007). Algunos autores han demostrado que se están produciendo cambios en la concentración relativa de nutrientes en el Mar Mediterráneo como resultado de perturbaciones de origen antropogénico como son la eutrofización y el cambio climático (UNESCO, 1988; Turley, 1999, Mercado *et al.*, 2005).

La eutrofización se define según Nixon (1995) como el proceso de enriquecimiento orgánico creciente de un ecosistema, como consecuencia de un aumento en el aporte de nutrientes. Este enriquecimiento por nutrientes derivado de las actividades humanas es un problema que afecta globalmente a todos los ecosistemas acuáticos y, especialmente a las áreas costeras, donde reside un porcentaje elevado de la población (Paerl, 2004). El incremento de la presión humana en el Mar Mediterráneo es el responsable de la mayor parte de los cambios que se producen en los ecosistemas costeros del mismo, especialmente en aquellas áreas con excesiva carga en nutrientes y/o bajo intercambio de aguas (Duarte *et al.*, 1999, 2000). Según Domingues *et al.* (2011) este incremento de la población ha permitido la expansión de la eutrofización, fenómeno que está asociado con diversos problemas como, proliferaciones de algas tóxicas y el deterioro de la calidad del agua.

El Mediterráneo noroccidental presenta una elevada densidad de población (100 habitantes/m de línea costera en algunas regiones); debido a ello sus aguas costeras son consideradas muy susceptibles a las alteraciones antropogénicas (Olivos *et al.*, 2002). Siokou-Frangou *et al.* (2010) considera que el frente catalán es un área con una elevada disponibilidad de nutrientes e intensa actividad biológica. Concretamente el Golfo de Valencia, sur del Mar Catalán, ha sufrido un proceso de eutrofización progresivo el cual se ha visto acelerado por el creciente desarrollo industrial y demográfico (Soler y del Río, 1995).

Entradas de nutrientes

Es sabido, que el enriquecimiento en nutrientes de las zonas costeras se produce a través de ríos pero también a través de escorrentías terrestres, descargas subterráneas, deposición de aerosoles y diversas fuentes antropogénicas, estas últimas incluyen las descargas de aguas residuales en áreas costeras pobladas (Garcés *et al.*, 2011).

Los aportes fluviales al mar presentan una carga de materia soluble y particulada que proviene de los lixiviados y escorrentías de la cuenca que drenan. Existe una fuerte correlación entre las cargas de nitrógeno y fósforo total en los ríos con el uso de la tierra, y especialmente con las prácticas agrícolas (Moreau *et al.*, 1998). Históricamente la carga de nutrientes en los ríos ha ido aumentando de forma paralela al incremento de poblaciones humanas en sus cuencas, como resultado tanto de las aguas residuales provenientes de los aportes humanos como de la de animales, y el aumento de la aplicación de fertilizantes en las tierras de cultivo, con la consiguiente lixiviación al río (Cooper, 1995). Los ríos son una importante entrada de sílice al mar, el origen principal de esta sílice es la disolución de silicatos. La carga en sílice de los ríos también puede verse afectada por el uso del suelo en la cuenca de drenaje (Sebastiá *et al.*, 2013). La deforestación de las cuencas, en gran parte provocada por los incendios forestales, junto con la sustitución de los bosques mediterráneos autóctonos por plantaciones de coníferas ha favorecido la pérdida de suelo y de nutrientes por erosión y lixiviación. De este modo, los nutrientes acceden con facilidad a los cauces superficiales y subterráneos y, finalmente a la franja costera (Soler, 1996). Por otro lado, la construcción de presas para regular el caudal de los ríos y aumentar el aprovechamiento de los recursos hídricos superficiales, para riego y abastecimiento urbano, provoca una disminución en los aportes de sílice aguas abajo (Falco *et al.*, 2010).

Otra fuente de nutrientes al mar, son las descargas de aguas residuales tanto de origen doméstico como industrial. Las aguas residuales tratadas en las depuradoras pueden ser descargadas a los ríos o a las aguas costeras a través de emisarios submarinos. En zonas urbanas, las descargas de aguas residuales (urbanas e industriales) pueden producir un aumento de nutrientes, especialmente de fósforo en las aguas receptoras (Artioli *et al.*, 2008). La Directiva 91/271/EEC de Tratamiento de Aguas Residuales, tiene como objetivo la protección del medio ambiente de los efectos adversos del vertido de estas aguas. Los niveles de fósforo han descendido desde los años 90 gracias a la prohibición de los detergentes fosforados y los tratamientos de eliminación del fósforo en las plantas depuradoras (Sebastiá y Rodilla, 2013). En cuanto al vertido en ríos, según Torrecilla *et al.* (2005), la descarga de aguas residuales puede dar lugar a problemas en la calidad de los mismos, siendo de especial relevancia en los ríos mediterráneos debido a las singularidades hidrológicas del clima mediterráneo y su régimen fluvial. Sin embargo, estudios sobre los efectos de los efluentes de emisarios submarinos de plantas depuradoras en el mar llevados a cabo en el Golfo de Vizcaya (Juanes *et al.*, 2005), norte del Mar Adriático (Mozetic *et al.*, 2008) y Hawai (Ed Parnell, 2003) no mostraron efectos significativos de los mismos sobre la calidad de las aguas receptoras.

La agricultura es la principal fuente de nitrógeno en muchas regiones. Esto es debido a la sustitución de los abonos orgánicos por abonos inorgánicos y los cultivos de leguminosas por abonos inorgánicos para enriquecer los suelos en nitrógeno, fundamentalmente en forma de nitrato (Soler, 1996). Menos de la mitad del total de aportes de nitrógeno aplicado a los cultivos vía fertilizantes o mediante estiércol animal es aprovechado por las plantas, mientras que el restante desaparece en el medio ambiente, afectando de diversas maneras a la salud ecológica y humana (Galloway *et al.*, 2008). La elevada solubilidad de las sales minerales de nitrógeno hace que su tiempo de retención en

el suelo sea muy corto, con lo que pasan con gran facilidad al acuífero subyacente o a los cauces de aguas superficiales (Soler, 1996). El comportamiento del fósforo aplicado en los fertilizantes es muy diferente, ya que queda retenido en el suelo, que actúa de este modo como sumidero limitando su acceso hacia las aguas superficiales y subterráneas y, de éstas, al medio marino. Las entradas difusas de nutrientes procedentes de las actividades agrícolas a menudo son más preocupantes que las fuentes puntuales de los mismos porque son mayores y más difíciles de controlar (Anderson, 2002). Para reducir los aportes de nitrógeno a los ecosistemas la Unión Europea estableció la Directiva 91/676/CEE de Nitratos que fija la dosis de nitrógeno recomendada en función del tipo de riego y de cultivo.

Las descargas de aguas submarinas a lo largo de la costa supone una vía importante de entrada de nutrientes y otros componentes químicos (Garcés *et al.*, 2011). Estas entradas son ricas en nutrientes, metales, carbono orgánico e inorgánico y otros compuestos de origen natural o antropogénico (Johannes, 1980, Moore, 1999); por lo tanto, su contribución a las zonas costeras puede ser significativa, especialmente en las áreas costeras áridas y semiáridas de la región Mediterránea, donde el flujo superficial es bajo y restringido a la estación húmeda (Peixoto *et al.*, 1982, Garcés *et al.*, 2011). Un número creciente de evidencias sugieren que existe una relación entre los aportes de aguas subterráneas y las proliferaciones de algas en las regiones costeras (Garcés *et al.*, 2011). Medidas indirectas han mostrado que las descargas de aguas subterráneas a través de diferentes vías producen diferentes efectos: variación en el ciclo de nutrientes de la zona costera, cambios en el nutriente limitante por alteración de las relaciones estequiométricas, incremento de la producción primaria y alteraciones en la composición de la comunidad fitoplanctónica (Glober y Sañudo-Willhelmyh, 2001, Hu *et al.*, 2006, Lee y Kim, 2007, Liefer *et al.*, 2009, Lee *et al.*, 2010, Garcés *et al.*, 2011). En definitiva, el suministro de nutrientes y otros elementos mediante descargas subterráneas de acuíferos adyacentes es potencialmente de gran relevancia en el mantenimiento del fitoplancton costero del Mar Mediterráneo (Basterretxea *et al.*, 2010) y su dinámica (Garcés *et al.*, 2011).

Algunas fuentes difusas de nutrientes como la deposición atmosférica son muy difíciles de evaluar y controlar, puesto que una gran variedad de actividades humanas, como el uso de fertilizantes, combustibles fósiles, la ganadería, etc. aportan nutrientes a la atmósfera, y esta entrada está forzada por variables climáticas y físicas que son muy variables en el espacio y en el tiempo (Nacional Research Council, 2000; UNEP/WHO, 1996). Migon y Sandroni (1999) determinaron que la entrada de fósforo atmosférico, en la zona costera de Liguria (Francia), variaba ampliamente desde 0.3 a 22.8 $\mu\text{mol P}/\text{m}^2$ y concluyeron que la arena proveniente del Sahara era una importante fuente de fósforo atmosférico, principalmente insoluble. Algo similar ocurre con el fósforo que proviene de la erosión de las rocas continentales. Froelich (1988), observó que sólo entre el 5-10% del fósforo, erosionado y transportado por las escorrentías hasta los océanos, está en forma disuelta.

1.2 El fitoplancton en las zonas costeras.

Aunque las aguas abiertas del Mar Mediterráneo están caracterizadas por bajas biomásas fitoplanctónicas, se observa una elevada disponibilidad de nutrientes y abundancia de fitoplancton en las aguas costeras (Garcés y Camp, 2011).

La luz, la temperatura, la disponibilidad de nutrientes y el consumo herbívoro son los cuatro factores más importantes que regulan la producción y la biomasa del fitoplancton (Shiah *et al.*, 1996). La dinámica fitoplanctónica es el resultado de complejas interrelaciones de procesos físicos, químicos y biológicos (Choudhury y Pal, 2010). En cuanto al consumo hervívoro, al contrario de lo que ocurre en mar abierto, no existe un acoplamiento tan evidente entre fitoplancton y zooplancton, por lo que la predación no constituye un factor de control determinante de la densidad celular (Lancelot y Billen, 1984; Soler, 1996). En las aguas costeras, la abundancia del plancton y la composición de especies está caracterizada por un alto grado de variabilidad espacial y temporal (Ribera d'Alcalá *et al.*, 2004), y es un reflejo de las condiciones ambientales del ecosistema; de entre ellas, la disponibilidad de nutrientes juega un papel significativo (Beman *et al.*, 2005; Puigserver *et al.*, 2010). En el Mar Catalán la variabilidad espacial y estacional de los valores de producción primaria es muy elevada (Granata *et al.*, 2004, Siokou-Frangou *et al.*, 2010) y la fuerte estacionalidad crea condiciones óptimas para la alternancia en el dominio de la población de fitoplancton por diferentes grupos (Siokou-Frangou *et al.*, 2010).

El rol de los nutrientes, especialmente nitrógeno y fósforo, como factores limitantes del fitoplancton es un aspecto importante a tener en cuenta para mitigar y gestionar la eutrofización (Conley, 2000; Conley *et al.*, 2009; Paerl, 2009). Las concentraciones medias de clorofila *a* en estuarios y sistemas marinos costeros está fuertemente correlacionada con las concentraciones de nitrógeno total y fósforo total en la columna de agua (Smith, 2006). Generalmente, el nitrógeno es considerado el nutriente limitante en los sistemas marinos (Ryther y Dunstan, 1971) y el fósforo en aguas dulces (Schindler, 1977), pero estos dos dogmas han sido cuestionados (Sterner, 2008; Domingues *et al.*, 2011). El Mar Mediterráneo ha sido considerado frecuentemente como una cuenca limitada por el fósforo aunque una revisión de trabajos publicados en esta materia muestra que existen importantes discrepancias (Domingues *et al.*, 2011). Algunos autores han considerado más probable la limitación por nitrógeno que por fósforo en zonas del Mediterráneo occidental (Owens *et al.*, 1989; Denis. Karafistan *et al.*, 1998; Olivos *et al.*, 2002). La sílice es un nutriente que también puede actuar como nutriente limitante, tal y como observó Olivos *et al.* (2002), en zonas costeras del Mar Catalán. La alteración de la tasa de nutrientes, en particular el aumento del nitrógeno y el fósforo, con respecto al sílice tiene inevitables efectos sobre la composición de las comunidades fitoplanctónicas, y puede provocar cambios en la producción primaria de diatomeas a algas no silíceas, y producir daños en el equilibrio ecológico (Ludwig *et al.*, 2009). Domingues *et al.* (2011) alertó de un aumento significativo de dinoflagelados y cianobacterias en respuesta al enriquecimiento en nitrógeno en la ausencia de sílice, ya que los enriquecimientos en nutrientes de origen antropogénico son ricos en nitrógeno y fósforo, pero no en sílice.

Por otro lado, las concentraciones de materia orgánica disuelta coloreada (DCOM) aumentan en las aguas costeras debido a la formación in situ de ácidos fúlvicos producidos por la descomposición de las algas (Sieburth y Jensen, 1969; Keith *et al.*, 2002), como consecuencia de la estimulación de la producción primaria por los nutrientes (Carder *et al.*, 1989; Del Castillo *et al.*, 2000) y las entradas de origen antropogénico de efluentes industriales y domésticos de áreas pobladas (Bricaud *et al.*, 1981). También existe DCOM de origen terrestre que está compuesta principalmente por ácidos húmicos procedentes de la descomposición de los restos de plantas y suelos orgánicamente ricos en las áreas costeras (Keith *et al.*, 2002). La fuerte absorción de la CDOM en la región UV del espectro protege el fitoplancton y otra biota del daño de la radiación UVB (Blough y Zepp, 1990; Blough y Green, 1995). Sin embargo, niveles muy elevados pueden afectar a la producción primaria y la estructura del ecosistema por la reducción en cantidad y calidad de la radiación fotosintéticamente activa utilizada por el fitoplancton (Bidigare *et al.*, 1943).

Es necesaria una comprensión completa de como los nutrientes afectan al crecimiento, diversidad y producción de fitoplancton, para evaluar adecuadamente el impacto del enriquecimiento de nutrientes y la eficiencia de las consecuentes estrategias de reducción de los mismos (Gobler *et al.*, 2006; Domingues *et al.*, 2011).

1.3 Proliferaciones de algas potencialmente dañinas en las áreas costeras.

En las últimas décadas las regiones costeras de todo el mundo han experimentado lo que parece ser una escalada en la incidencia de proliferaciones de fitoplancton tóxicos o nocivos (Anderson *et al.*, 2002). Son las llamadas comúnmente mareas rojas, estos eventos se agrupan bajo el término HAB's (Harmful Algal Bloom) y se definen como proliferaciones masivas, o no tan masivas, de especies potencialmente dañinas (tanto autótrofas como heterótrofas) que producen grandes cantidades de biomasa y que pueden causar anoxia, hipoxia y la muerte indiscriminada de otros organismos de los niveles superiores de la cadena alimentaria por producción de toxinas (GEOHAB, 2001). En términos de efectos dañinos, pueden diferenciarse dos tipos de organismos: los productores de toxinas y los productores de elevadas biomásas. Algunas especies están relacionadas con ambas características; de 4000 microalgas planctónicas marinas, unas 200 pueden ser dañinas y sólo alrededor de 80 son productoras potenciales de toxinas (Zingone y Enevoldsen, 2000). Por otra parte, algunos eventos tóxicos pueden ser consecuencia de concentraciones bajas de los organismos causantes (Reguera *et al.*, 1993). Los síndromes tóxicos más conocidos causados por microalgas son la «Intoxicación Paralizante por Marisco» (Paralytic Shellfish Poisoning = PSP), la «Intoxicación Diarreogénica por Marisco» (Diarrhetic Shellfish Poisoning = DSP), la «Intoxicación Amnésica por Marisco» (Amnesic Shellfish Poisoning = ASP) y la «Intoxicación Neurotóxica por Marisco» (Neurotoxic Shellfish Poisoning = NSP).

Es reconocido internacionalmente que los HABs están afectados por las actividades humanas, pero las causas exactas de los mismos todavía están bajo debate (Anderson *et al.*, 2002). Aunque existen evidencias que indican que el aumento en el nivel de nutrientes en zonas costeras puede generar proliferaciones, no excluye que haya otros factores que puedan afectar a los HAB's (Pachés, 2010). Ejemplo de ello son las costas de Cataluña y

Baleares donde se ha detectado la presencia de diversas especies de dinoflagelados que pueden proliferar en condiciones oligotróficas aprovechando la movilidad que presentan y que generan efectos tóxicos (Vila, 2001), además también hay procesos de proliferaciones que se desarrollan en zonas de “upwelling” que no pueden ser atribuidos a fertilizaciones antrópicas (GEOHAB, 2005). La relación entre las actividades antropogénicas y los cambios en la composición y diversidad del fitoplancton es uno de los principales objetivos en la investigación de los HABs (De Vries, 1998; Glibert *et al.*, 2001; Anderson *et al.*, 2002; Vila y Masó, 2005).

Los episodios de HABs son un fenómeno común en las aguas costeras de Mar Mediterráneo (Lenning *et al.*, 2007; Garcés y Camp, 2011). En destinos turísticos como la línea costera del Mediterráneo, existe una tendencia creciente en la creación de áreas confinadas mediante la construcción de puertos, embarcaderos y escolleras y bahías con poco flujo (Vila y Masó, 2005). Cuando las tasas de flujo son altas la probabilidad de que se genere una proliferación de algas es baja, sin embargo cuando la concentración de nutrientes y el tiempo de residencia son elevados (confinamiento) las probabilidades aumentan (Smayda, 2008); estas características son típicas de las instalaciones portuarias. Según Vila y Masó (2005) los grandes puertos de mares con pocas mareas deberían ser considerados como áreas con una alta probabilidad de blooms de elevadas biomásas ya que estos son ricos en nutrientes lo que favorece la activación del crecimiento. Por otro lado, los puertos sujetos a un elevado tráfico de barcos comerciales son conocidos como importantes vectores en la translocación de las quistes latentes de especies de fitoplancton dañinas y actúan como reservorio para los quistes latentes (Garcés *et al.*, 2004).

Son diversos los estudios que evidencian la ocurrencia de HABs de especies tóxicas y/o dañinas en las áreas costeras del Mar Catalán principalmente en puertos y zonas confinadas. Puigserver (2000) observó en el Puerto de Maó (Islas Baleares) la primnesiofícea *Phaeocystis cordata* en concentraciones muy elevadas, también se observó la presencia de *Phaeocystis* en otras zonas del litoral Balear como son el Puerto de Andratx y la parte final del Gran Canal de la Albufera de Mallorca. *Phaeocystis cordata* tiene diversos efectos nocivos o tóxicos, como la formación de las llamadas “espumas de *Phaeocystis*” que se acumulan en las costas y pueden producir el colapso de las redes de pesca, y ha causado problemas tanto a la pesca como al turismo en diversos lugares como Nueva Zelanda y el Mar del Norte (Davidson y Marchant, 1992). No solo especies del género *Phaeocystis* son formadoras de espumas en las costas mediterráneas, ejemplo de ello es *Gymnodinium impudicum* que ocasionan acumulaciones de espuma en las playas y que, aunque no es un dinoflagelado tóxico, en concentraciones elevadas vuelve viscosa el agua de mar y pueden afectar al sistema filtrador/branquial de los organismos (Reguera, 2003). En 1992 se produjo una proliferación de este dinoflagelado en la Playa del Saler, al sur de la ciudad de Valencia, que estuvo acompañado por síntomas de dermatitis y urticarias entre los bañistas; la observación de las muestras tomadas en la zona reveló también una gran abundancia de la diatomea *Pseudo-nitzschia pungens* (Soler, 1996). Diversas especies de diatomeas del género *Pseudo-nitzschia* fueron observadas también en concentraciones elevadas en el puerto de Valencia por Assadi *et al.* (2008) y por Puigserver *et al.* (2010) en el archipiélago Balear. Algunas especies de este género pueden producir dermatitis y urticarias

en las personas (Soler, 1996). *Pseudo-nitzschia pungens*, al igual que otras diatomeas de este género, son capaces de sintetizar la toxina ASP (ácido domoico) (Anderson, 2009).

Proliferaciones recurrentes del dinoflagelado *Alexandrium minutum* han tenido lugar en el Puerto de Arenys de Mar (Cataluña), de hecho diferentes eventos de PSP en el Mar Mediterráneo han sido asociados con esta especie (Vila y Masó, 2005). Las proliferaciones de *Alexandrium minutum* parecen estar restringidas a zonas costeras enriquecidas en nutrientes, particularmente puertos, estuarios y lagunas (Belin, 1993; Giacobbe y Maimone, 1994; Vila *et al.*, 2001; Vila y Masó, 2005)

Un buen ejemplo de episodio de toxicidad, que puede provocar el síndrome con bajas concentraciones celulares ($10^2 - 10^4$ cel l⁻¹), lo constituyen los episodios de DSP asociados a concentraciones moderadas de dinoflagelados del género *Dinophysis*. Este género raras veces alcanza niveles suficientes para colorear el agua ("mareas rojas") y pueden representar porcentajes muy bajos (1-10%) de la población microplanctónica global (Reguera *et al.*, 1993; Blanco *et al.*, 1998). En el litoral de la península ibérica, principalmente en la costa gallega, se han observado especies de *Dinophysis* en concentraciones que constituyen riesgos para la salud humana y que pueden afectar a la explotación de cultivos y bancos naturales de bivalvos. La información sobre proliferaciones de este género en el litoral español del Mar Mediterráneo es muy escasa pero dada la amplia distribución de las especies de este género en las costas Atlántica y Mediterránea de Europa, no cabe duda de que el género estará bien representado en la región Valenciana (Reguera, 2003).

Por último, un ejemplo de proliferación con coloración del agua pero no tóxica es la del pequeño dinoflagelado *Alexandrium taylorii*, en algunas playas de Cataluña (España) (Garcés *et al.*, 2000). El color pardo-verdoso de las manchas, totalmente inocuas, es interpretado (erróneamente) por los turistas como una señal de contaminación y de aportes de aguas residuales; el abandono de las playas con manchas por los visitantes estivales causa así importantes pérdidas de ingresos a los pequeños hoteles de la zona (Reguera, 2003).

1.4 Estudios previos

Durante las últimas décadas se ha generado una elevada cantidad de bibliografía sobre el estudio de los sistemas planctónicos litorales, su dinámica estacional y la problemática asociada a los procesos eutróficos. Entre todo este material cabe destacar algunos que han sido desarrollados recientemente en el litoral mediterráneo de la península ibérica y cuyo planteamiento o metodología son similares a los empleados en nuestro estudio. Olivos *et al.*, (2002) analiza la posible influencia de los aportes continentales de nutrientes sobre las relaciones estequiométricas (DIN:DIP:DSi) y la clorofila *a*, a lo largo de 400 km de la línea costera de Cataluña (Noroeste del Mar Mediterráneo). Vila y Masó (2005) realizan un estudio que tiene como objetivo identificar los grupos funcionales de fitoplancton que caracterizan las aguas impactadas por efectos antrópicos y determinar su relación con las incidencias de especies tóxicas o nocivas, este estudio se lleva a cabo principalmente en puertos de la costa catalana (Playa de Badalona y los Puertos de Roses, Palamós, Blanes, Arenys de Mar, Barcelona, Vilanova, Coma Ruga y Sant Carles de la Ràpita). Mercado *et al.* (2005) estudia la variabilidad estacional e interanual de la comunidad de fitoplancton en el área de upwelling del mar de Alborán (Suroeste del Mar

Mediterráneo). Puigserver *et al.* (2010) realiza un estudio sobre los patrones de abundancia del fitoplancton tóxico en las aguas del archipiélago Balear (Noroeste del Mar Mediterráneo).

Por otro lado, también se llevan a cabo programas de monitoreo de fitoplancton tóxico, como el llevado a cabo en el sur del litoral murciano (suroeste del Mar Mediterráneo) (Bouza y Aboal, 2008); y en Cataluña, donde se está llevando a cabo un programa de seguimiento de fitoplancton tóxico y biotoxinas en las zonas de producción de moluscos (Papiol *et al.*, 2013).

Aunque hay gran cantidad de estudios llevados a cabo en el mediterráneo occidental, son escasas las publicaciones realizadas sobre el litoral del Golfo de Valencia. Las zonas donde ha sido estudiada la comunidad de fitoplancton son: La Bahía de Cullera (del Río, 1987; del Río *et al.*, 1985,1986), el Estany de Cullera (Rojo *et al.*, 1986), la playa de Pinedo (Soler y del Río, 1995) y el Puerto de Valencia, donde Assadi (2008) estudió el fitoplancton tóxico o potencialmente tóxico. Cabe destacar el trabajo realizado por Alcober *et al.* (1988) sobre la taxonomía de los coccolitofóridos del litoral valenciano. Más recientemente, Pachés (2008) estudió el desarrollo de un sistema de indicadores del nivel de eutrofia basado en la composición de la comunidad fitoplanctónica a partir de datos obtenidos en el litoral de la Comunidad Valenciana. Sebastiá *et al.* (2012ab, 2013), en la zona costera en el sur del Golfo de Valencia, estudió la caracterización de la comunidad fitoplanctónica en ecosistemas marinos costeros a partir de pigmentos indicadores mediante la aplicación de cromatografía líquida de alta resolución (HPLC).

El fitoplancton de la zonas costera de Gandia nunca ha sido cuantificado y analizado mediante técnicas de microscopía y llegando a un nivel de identificación de género y especie.



Capítulo 2

Objetivos



Objetivos

Este trabajo pretende mejorar el conocimiento del sistema planctónico de una zona del litoral valenciano afectada por diversos aportes continentales como son: aportes fluviales, descargas subterráneas de acuíferos costeros, drenaje de zonas húmedas dedicadas a la agricultura y vertidos de aguas residuales. Esta tesis pretende mejorar el conocimiento y comprensión del fenómeno de fertilización de la zona sur del litoral valenciano y su influencia sobre la comunidad fitoplanctónica.

Para ello se plantean los siguientes objetivos:

- a) Describir la composición de la comunidad fitoplanctónica existente en el litoral de Gandia (Sur del Golfo de Valencia).
- b) Estudiar las variaciones espaciales y temporales experimentadas a lo largo de un ciclo anual por los principales factores, condiciones y organismos fitoplanctónicos que componen el sistema planctónico de la zona costera de Gandia.
- c) Determinar el estado trófico del área de estudio.
- d) Analizar la influencia que tiene sobre la dinámica del fitoplancton los diferentes aportes de nutrientes de origen terrestre presentes en la zona.
- e) Establecer las condiciones ambientales asociadas a las proliferaciones fitoplanctónicas de especies potencialmente nocivas.



Capítulo 3

Material y métodos



3.1 Descripción de la zona de estudio.

El presente trabajo tiene lugar en el sur del denominado Mar Catalán (cuena noroccidental del Mar Mediterráneo). Concretamente el área de estudio se encuentra ubicada en el sur del Golfo de Valencia (España). El área engloba la zona costera del término municipal de Gandía, comprendida entre la desembocadura del río Vaca (también conocido como río Xeraco) y el sur de la desembocadura del río Serpis (fig.3.1).

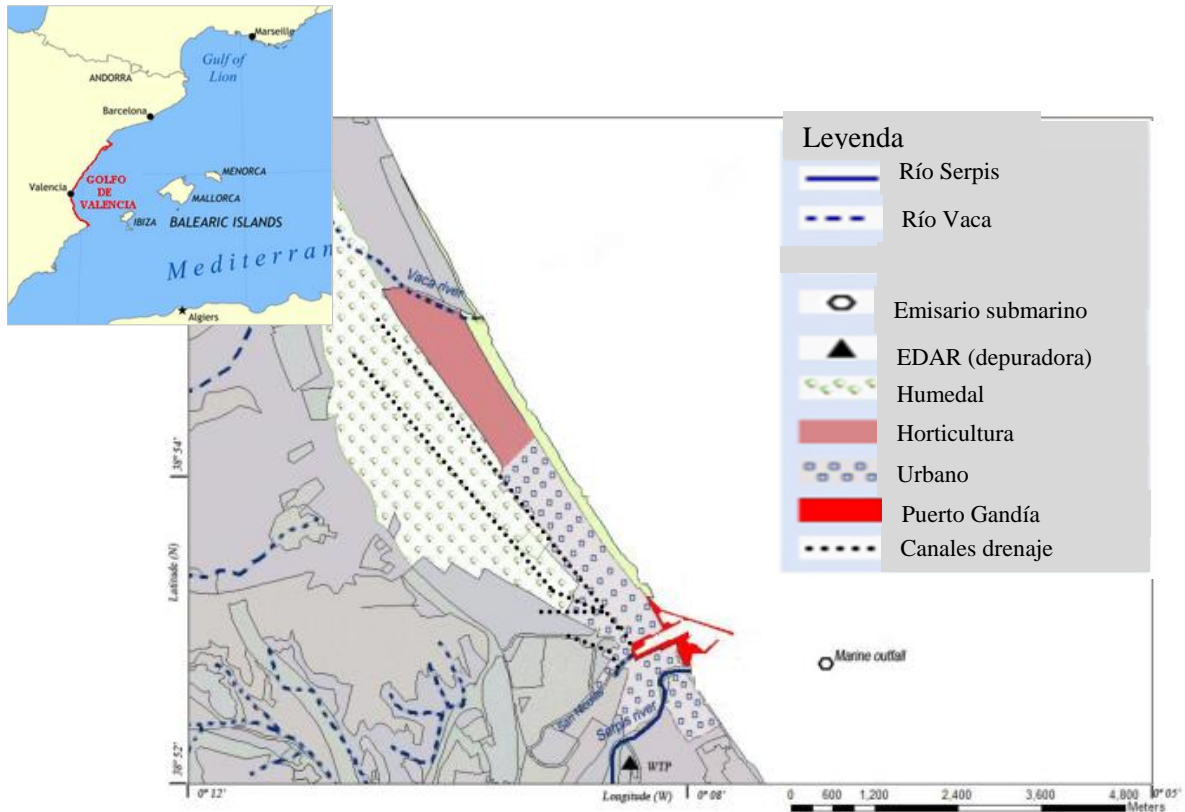


Figura 3.1. Franja costera del término municipal de Gandía.

Dentro de esta área encontramos el Puerto de Gandía (fig. 3.2). Este puerto tiene un uso comercial, pesquero y recreativo. Tiene una profundidad media de 5 m y presenta características comunes a todos los puertos, como son el elevado tiempo de residencia del agua, aproximadamente 30 días según Sebastia *et al.* (2012b), bajo hidrodinamismo, tráfico de embarcaciones y diversas actividades portuarias (reparaciones, descarte de capturas pesqueras, trasiegos de combustible y mantenimiento de embarcaciones). El Puerto de Gandía presenta la singularidad de recibir entradas de agua dulce a través del barranco de San Nicolás y la red de canales que drenan el humedal de la Safor (Gandía-Xeresa). Este puerto presentaría las características que, según Pritchard (1967), definen un estuario puesto que es un cuerpo de agua costero semi-cerrado, que tiene libre conexión con el mar abierto, y dentro del cual el agua de mar se diluye apreciablemente con el agua dulce procedente del drenaje terrestre.

Actualmente, el Puerto de Gandía está especializado en la importación y manipulación de papel (en todas sus presentaciones: bobinas, pasta, etc.) y paquetes de

madera; productos siderúrgicos (chapas y varillas de hierro), sulfato y productos perecederos (fruta refrigerada de exportación e importación). Además de almacenes y superficies de depósito, el puerto cuenta con un varadero que da servicio a la actividad pesquera y deportiva, con una capacidad de alzada de embarcaciones de hasta 300 t. (APV, 2009)



Figura 3.2. Puerto de Gandía.

La zona presenta un clima típicamente mediterráneo con un marcado periodo seco en verano y dos estaciones húmedas, primavera y otoño (Sebastiá *et al.*, 2013), concentrándose los episodios de fuertes precipitaciones principalmente en otoño. La zona de estudio presenta unos fondos con pendiente suave (0.5%) y muy uniforme. El predominio de las arenas es total junto a la costa, apareciendo fangos en la zona del puerto (CEDEX, 1997). El río Serpis lleva a cabo aportes fluviales de gravas cuya influencia se extiende por toda la desembocadura histórica, fundamentalmente en las playas de Venecia y Marenys de Rafalcaid (playas ubicadas al sur del Puerto de Gandía) (CEDEX, 1997).

El arco direccional al que está abierta la zona costera de Gandía está delimitado, según sentido horario, por la dirección NE-SSE. Esta delimitación está definida por la propia configuración de la costa y en parte por las islas cercanas, especialmente Mallorca e Ibiza. Los oleajes del sector NE alcanzan la zona poco modificados por los procesos de refracción y difracción, llegando con su energía prácticamente intacta al área de estudio. El cabo de la Nao abriga la costa de Gandía de los oleajes del sector S-SW. Las islas de Mallorca, Menorca e Ibiza protegen la zona de la acción de los oleajes de fondo

procedentes del sector E-SE (CEDEX, 1997). Los oleajes de viento predominantes son los procedentes del sector NE. Las frecuencias de presentación relativas de los oleajes que afectan son: NE 9.0%, ENE 6.5%, E 5.9%, ESE 3.6%; SE 3.4%, SSE 3.2%. Los oleajes generados en otras zonas marítimas que alcanzan la zona de Gandía (SWELL) presentan una distribución frecuencial y energética muy similar a la de los oleajes de viento. Gandía está expuesta de forma franca solamente a los del sector NE-SSE, excluyendo los procedentes del sector E por el abrigo que le proporciona el archipiélago Balear. (CEDEX, 1997; Puertos del Estado, 2005). Las corrientes del norte dominan en esta área, seguidas por las corrientes del sureste (CEDEX, 1997). Al igual que en el resto del Mediterráneo Occidental, los rangos de marea son muy pequeños (15-20 cm) en comparación con los que se dan en los grandes océanos (Soler, 1996). Margalef y Herrera (1961) registran la presencia de las denominadas “secas”, mareas de hasta 2 m que se producen casi siempre como consecuencia de descensos bruscos de la presión atmosférica.

El área de estudio ha sido elegida porque, aunque le confiere al trabajo un ámbito regional, en ella se encuentran representadas la mayoría de las entradas de nutrientes, tanto de carácter puntual como difuso, que afectan a las áreas costeras y que se describen a continuación:

A) CONTAMINACIÓN POR ACTIVIDADES AGRÍCOLAS

En el término municipal de Gandía se encuentra una parte del Marjal de la Safor, este humedal fue declarado Lugar de Importancia Comunitaria (LIC) por la Directiva Hábitat (92/43/EEC). Tradicionalmente esta zona costera ha sido utilizada con fines agrícolas como el cultivo de la caña de azúcar, maíz, moreras y arroz. La cuenca que drena a este humedal costero presenta los siguientes usos del suelo: agrícola (48%) y urbano (16%), mientras que las zonas forestales y el marjal representan un 32 % (Sebastiá *et al.*, 2012b). Dentro de los cultivos agrícolas dominan los cítricos y hortícolas, la hidrología de este humedal ha sido manipulada para satisfacer las necesidades de los mismos. El cultivo de naranjos necesita al menos dos riegos durante el verano, el agua para realizar estos riegos se extrae del acuífero detrítico no confinado de la Plana Gandía-Denia, acuífero sobre el que se encuentra el humedal. Este acuífero presenta un nivel freático poco profundo, especialmente durante las estaciones húmedas (primavera y otoño), lo que causa problemas de asfixia en las raíces de los cultivos haciendo necesario el bombeo del agua del mismo a través de un complejo sistema de bombeos y canales. El agua drenada a través de este sistema de canales es conducida hasta el barranco de San Nicolás, el Puerto de Gandía y el río Vaca.

La fertilización de los cultivos se realiza a finales del invierno y principios de la primavera. Las dosis de fósforo recomendada es de 70 kg ha⁻¹año⁻¹ para riego superficial y 80 kg ha⁻¹año⁻¹ para riego por goteo (MARM, 2010). Las dosis de fósforo son aplicadas de forma superficial, generalmente en marzo (Legaz y Primo-Millo, 1988). El Código de Buenas Prácticas Agrarias publicado por la Generalitat Valenciana (Orden 7/2010, DOCV n° 6212/23.02.2010) y en concordancia con la Directiva Nitratos (Directiva 91/676/CEE), establece que la dosis de nitrógeno recomendada para los cultivos agrícolas es de 200-250 kg ha⁻¹año⁻¹ para el riego superficial y 180-220 kg ha⁻¹año⁻¹ para el riego por goteo. En esta

región, la agricultura ha sido más intensiva que en otras áreas, debido al clima suave, de manera que tradicionalmente estas dosis se han excedido notablemente (MARM, 2010). En consecuencia, el exceso de nitrógeno no asimilado por las plantas ha sido lixiviado al acuífero o vertido en los canales superficiales de drenaje del humedal (Sebastiá *et al.*, 2012b).

B) AGUAS RESIDUALES.

El municipio de Gandía presenta una estación depuradora de aguas residuales (EDAR) que sirve a una población de 118223 habitantes-equivalentes, recogiendo las aguas de 17 municipios de la comarca de la Safor. Su capacidad máxima es de 60000 m³/día y presenta pre-tratamiento, tratamiento primario y tratamiento secundario, mediante fangos activados. A excepción de las zonas urbanas ubicadas en las proximidades del río Serpis donde las aguas pluviales vierten directamente al mismo, los sistemas de alcantarillado de los municipios recogen de forma conjunta aguas residuales y aguas pluviales por lo que ambas son llevadas mezcladas a la depuradora. El efluente de esta planta depuradora es vertido al mar a través de un emisario submarino a una distancia aproximada de 1700 m del Puerto de Gandía y a unos 18 m de profundidad. Cuando la capacidad de vertido del emisario queda excedido se produce la descarga del sobrante directamente al tramo final del río Serpis, justo en la zona de la desembocadura. Si la causa de exceso de caudal es únicamente las precipitaciones, se generan vertidos de aguas residuales no tratadas pero muy diluidas. Otro escenario se produce habitualmente en verano, cuando la población puede triplicarse debido a la actividad turístico-residencial (Mantecón y Huete, 2007), y la EDAR no puede mantener la eficiencia de tratamiento y se supera el caudal de vertido del emisario, dando lugar a vertidos con mayores concentraciones de contaminantes.

Las zona de vertido no está declarada como zona sensible de eutrofización por lo que los requisitos que debe cumplir el efluente vienen dados por la Ley 2/1992, de 26 de marzo, de Saneamiento de las Aguas Residuales de la Comunidad Valenciana (DOGV 1761, 4 agosto 1992) (tabla 3.1).

Sustancia	Límite de emisión (mg l ⁻¹)	Objetivo de calidad (mg l ⁻¹)
Nitrógeno total	10	0.5
Fósforo total	2	0.05
Clorofila <i>a</i>		0.005
Parámetro	Concentración	
Sólidos en suspensión	35 mg l ⁻¹ *(más de 10000 h-e)	

Tabla 3.1. Requisitos efluente EDAR. *Este requisito es optativo.

En el Marjal de la Safor de forma aislada hay construcciones que carecen de sistema de alcantarillado y cuyas aguas residuales son vertidas a fosas sépticas o a la red de canales que drenan la zona y que vierten en el interior de la instalación portuaria.

B) APORTES FLUVIALES

En el área de estudio desembocan dos ríos y un barranco. El barranco de San Nicolás es un curso intermitente de agua de 14 km de longitud y una cuenca de drenaje de

50 km². Este barranco generalmente solo presenta caudal en su último tramo ya que es en él donde recibe los aportes del canal de drenaje Molí, justo unos metros antes de su desembocadura en el Puerto de Gandía. Cuando se producen episodios de fuertes lluvias torrenciales sí que se observa caudal en todo su recorrido.

El río Vaca es un río pequeño de 16.6 km de longitud en cuyo tramo final vierte el canal de drenaje del marjal denominado Acequia de l'Auir. El río Vaca desemboca en una zona abierta y no urbanizada llamada playa l'Auir. Las aguas de este río habitualmente no vierten al mar puesto que se encuentra con una barrera de arena de entre 120 m y 200 m que sólo logra superar cuando se produce un aumento significativo de su caudal como ocurre cuando se dan eventos de lluvias torrenciales.

El principal río de esta zona es el río Serpis con una longitud de 74.5 km y una cuenca de 753 km², su principal afluente es el río Vernissa. El río Serpis desemboca entre la playa de Venecia y la de Marenys de Rafalcaid, zona de bajo hidrodinamismo situada al sur del Puerto de Gandía. El río está regulado artificialmente por un complejo sistema de presas (Beniarrés y azudes de menor entidad) que junto a los canales de irrigación proveen de agua dulce a los cultivos de la comarca de la Safor. Este río está asociado con importantes fuentes de contaminación puntuales y difusas debido a determinados usos de suelos e incendios (CHJ, 2005; Garófano *et al.*, 2011). En su cuenca existen 30 estaciones depuradoras de aguas residuales tanto de áreas industriales como urbanas, de ellas 24 descargan el agua tratada al río Serpis, mientras que las seis plantas restantes descargan el agua tratada en el mar (Molinos-Senante *et al.*, 2011). Como se ha comentado en el apartado anterior, la planta depuradora de Gandía, que vierte fundamentalmente a través del emisario submarino, puede verter también al tramo final del río, directamente o a través del aliviadero de la estación de bombeo del emisario submarino.

Ambos ríos presentan un régimen mediterráneo caracterizado por una marcada estacionalidad, con un periodo seco durante el verano, y un periodo húmedo con episodios de lluvia torrencial, principalmente en otoño (Garófano *et al.*, 2009). Según Sebastiá *et al.* (2012b) es posible una entrada difusa de agua dulce y nutrientes procedente del acuífero detrítico de la Plana Gandía-Denia, a través de descargas subterráneas ricas en sílice.

C) ACUÍFEROS COSTEROS

El área de estudio se encuentra ubicada sobre el acuífero detrítico de la Plana de Gandía-Denia. Este acuífero presenta niveles de nitratos por encima del límite de 50 mg l⁻¹ fijado por la Directiva de Nitratos (Directiva 91/676/CEE). Por este motivo, los municipios del área afectada han sido declarados zona vulnerable de la contaminación por nitratos. La principal causa del alto contenido en nitratos es la actividad agrícola que se viene desarrollando a lo largo de la historia en esta región (Sebastiá y Rodilla, 2013). Las descargas de aguas subterráneas en el área de estudio están también caracterizadas por altos niveles de sílice. Estos altos niveles son consecuencia del lixiviado del sílice biogénico de las gramíneas y ciperáceas del marjal al acuífero ya que estas están caracterizadas por un elevado contenido en sílice (10-15% del peso seco) (Conley, 2002; Sebastiá y Rodilla, 2013). Existe una zona de descarga subterránea situada al final de la zona urbanizada de la costa

de Gandía, concretamente en la playa l'Auir, donde se producen salidas difusas al mar debidas a la presión que ejerce el sistema acuífero (Ballesteros-Navarro, 2003).

El acuífero está sometido a bombeo mediante pozos con un doble cometido, por un lado, la regulación del nivel freático del mismo para evitar la asfixia radicular de los cultivos y salvaguardar la urbanización existente, y por otro lado satisfacer la demanda de agua para riego y para abastecimiento de la población de Gandía. En verano, se produce un aumento en el bombeo de agua ya que se hay una mayor demanda de agua por el aumento de la población y también en las necesidades de riego de los cítricos (Sebastiá *et al.*, 2012a). En primavera también se llevan a cabo bombeos ya que el nivel freático está más elevado y pueden darse problemas de asfixia radicular de las plantas y de inundación de las zonas urbanas construidas en el marjal ante episodios de precipitaciones. El agua extraída mediante estos pozos de bombeo es conducida hasta el mar a través de un sistema de canales.

Podemos diferenciar cuatro canales de drenaje que vierten sus aguas al mar y que reciben el nombre de l'Auir, Nova, Rei y Molí. La acequia del Molí ya es citada en documentos del siglo XVI. Se encuentra en la partida de la Rodona y tiene una longitud de 873 m. Esta acequia parte de la surgencia del denominado Ullal del Bou, posteriormente conecta con el Ullal del Estany y desemboca finalmente en el barranco de San Nicolás. La acequia del Molí recoge también las aguas de la acequia de la Banyosa, que es un colector de bastante pendiente que concentra las aguas del barranco del mismo nombre. La acequia del Rei es también una de las acequias más antiguas del sistema de drenaje del marjal. Tiene una longitud de 2.3 km y supone el límite de la partida del Pla de les Fonts y de Pallarés. Esta acequia nace cerca de la estación de bombeo de la Comunidad de Regantes de la Safor y recibe directamente agua subterránea bombeada. Desde la confluencia con la acequia la Roda invierte el sentido y drena hacia el Grau de Gandía hasta confluir con la acequia Nova desembocando de forma conjunta en el Puerto. La acequia Nova fue la última en construirse. Se trata de un eje longitudinal de 2.9 km que recorre todo el marjal. El sentido de circulación es doble en su tramo septentrional debido al débil gradiente existente en esta zona. A partir de su intersección con la acequia de Morant tiene una tendencia más clara hacia el SE y recibe el agua de diversas acequias. La acequia l'Auir es el gran colector del Marjal. Recorre todo el humedal de N a S, desde el río Vaca hasta el barranco de San Nicolás, discurre por el borde de la restinga en su contacto con el humedal y recoge el agua de diversas acequias que parten de la zona de mayor relieve hacia el mar. Todo el recorrido de esta acequia está regulado por la Comunidad de Regantes de Gandía. El sentido del flujo es doble en el tramo más septentrional, a causa del débil gradiente existente. A partir de la llegada de la acequia de Romant tiene una tendencia más clara hacia el S. El objetivo principal de esta acequia es evacuar los sobrantes de riego, pudiendo llevar esta agua al Puerto de Gandía y/o al río Vaca. Ante eventos de fuertes precipitaciones el tiempo de respuesta del sistema es muy breve, casi inmediato cuando el suelo está saturado. En estas ocasiones la acequia l'Auir puede llegar a ser insuficiente para drenar los excedentes hídricos ya que también actúa como colector de las aguas desbordadas del alcantarillado del sector de la playa de Gandía.

3.2 Muestreo

Se realizaron dos tipos de campañas de muestreo que se diferenciaron en la periodicidad de la toma de muestras así como la zona de muestreo (fig. 3.3). Las campañas llamadas “Puerto”, como su nombre indican se realizaron en el interior de la instalación portuaria y con una periodicidad quincenal, mientras que las campañas denominadas “Área costera abierta” abarcaron toda el área costera de Gandía y se realizaron con una periodicidad estacional.

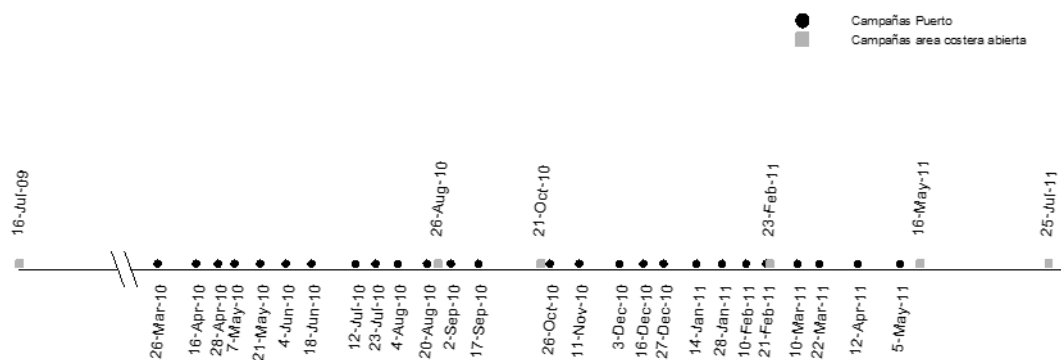


Fig. 3.3. Cronograma días de muestreo (separación en base a días julianos).

3.2.1 Descripción de las campañas área costera abierta

Las campañas de muestreo del área costera abierta abarcaron todo el litoral del municipio de Gandía, desde la playa de Marenys de Rafalcaid, ubicada al sur de la desembocadura del río Serpis, hasta el río Vaca. Las muestras se tomaron desde la zona de surf hasta unos 4000 m de distancia de la línea de costa donde se llegan a alcanzar los 20 m de profundidad. Se realizaron un total de 6 campañas desde julio de 2009 hasta julio de 2011. Las fechas en las que se realizaron estas campañas y los nombres con que se identificaron se presentan en la tabla 3.2.

Campaña	Número estaciones muestreo	Fecha	Nombre
Campaña 1	37	16 de julio de 2009	Verano 09
Campaña 2	33	26 de agosto de 2010	Verano 10
Campaña 3	33	21 de octubre de 2010	Otoño 10
Campaña 4	33	23 de febrero de 2011	Invierno 10-11
Campaña 5	34	16 de mayo de 2011	Primavera 11
Campaña 6	34	25 de julio de 2011	Verano 11

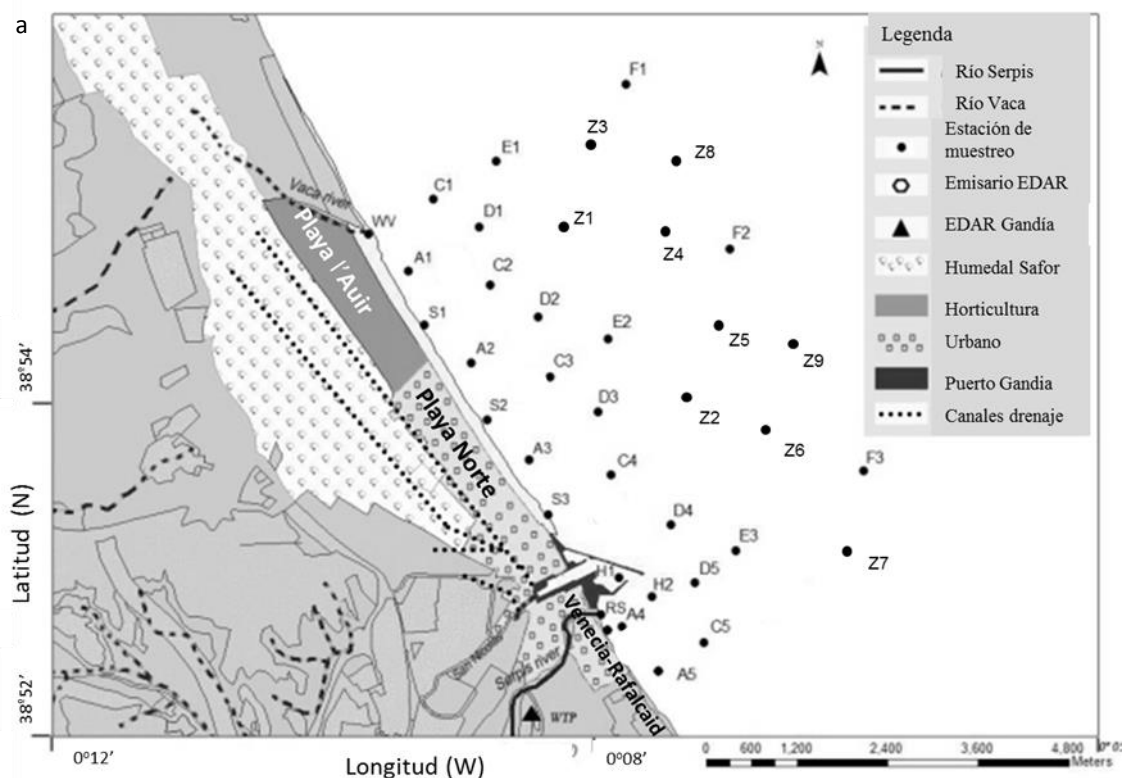
Tabla 3.2 Fecha de muestreos y nomenclatura de las campañas del área costera abierta.

Las muestras fueron tomadas en líneas paralelas a la línea de costa a diferentes distancias: zona de sur (SZ), 200 m (A); 600 m (B), 1000 m (C), 1300 m (D), 2000 m (E) and 4000 m (F). Las estaciones de muestreo forman una malla cuyos límites norte y sur son la desembocadura del río Vaca (WV, watercourse Vaca) y del río Serpis (RS, river Serpis), respectivamente. Dentro de esta malla queda incluida la pluma del emisario submarino de la

planta de tratamiento de aguas residuales de Gandía (OU, outfall), una muestra tomada en la bocana del Puerto de Gandía (H1) y otra frente a la bocana (H2) (fig. 3.4).

En todas las estaciones se tomaron muestras en superficie (-0.3 m) y en cinco de ellas (S2, B2, C3, E2 y F2) se tomaron también muestras en profundidad a 0.5 m por encima del fondo. Estas estaciones de muestreo se ubicaron para realizar el perfil de un transecto perpendicular a la línea de costa lo más alejado posible de la influencia de los diferentes aportes de agua dulce (fig 3.5). Los puntos tomados dentro de la misma estación se codificaron con la letra S (surface) los tomados en superficie y B (bottom) los tomados en profundidad.

La campaña verano 09 presenta una distribución de las estaciones de muestreo diferente con respecto a las siguientes campañas, ya que en base a los resultados obtenidos en la misma se consideró conveniente para las posteriores campañas hacer las siguientes modificaciones: intensificar la toma de muestras en los primeros 1000 m de distancia a la línea de costa para poder analizar mejor la variabilidad de los parámetros en esta zona, tomar muestras en profundidad en el transecto y la eliminaron de las estaciones codificadas como Z ubicadas a mayor distancia de la misma y donde se observó menor variabilidad (fig. 3.4.a). La ubicación de las estaciones de muestreo se realizó por medio de referencias costeras y de un GPS modelo Garmin 60C con una precisión de 3-5 m. Las coordenadas tanto geográficas como proyectadas se muestran en la tabla 3.3. Se intentó que el intervalo horario de la toma de muestra de los diferentes muestreos fuera el más parecido posible. Todas las muestras se tomaron mediante botellas oceanográficas Van Dorn (5 l). En la tabla 3.4 se muestran la hora a las que fueron tomadas las muestras en los diferentes puntos de muestreo.



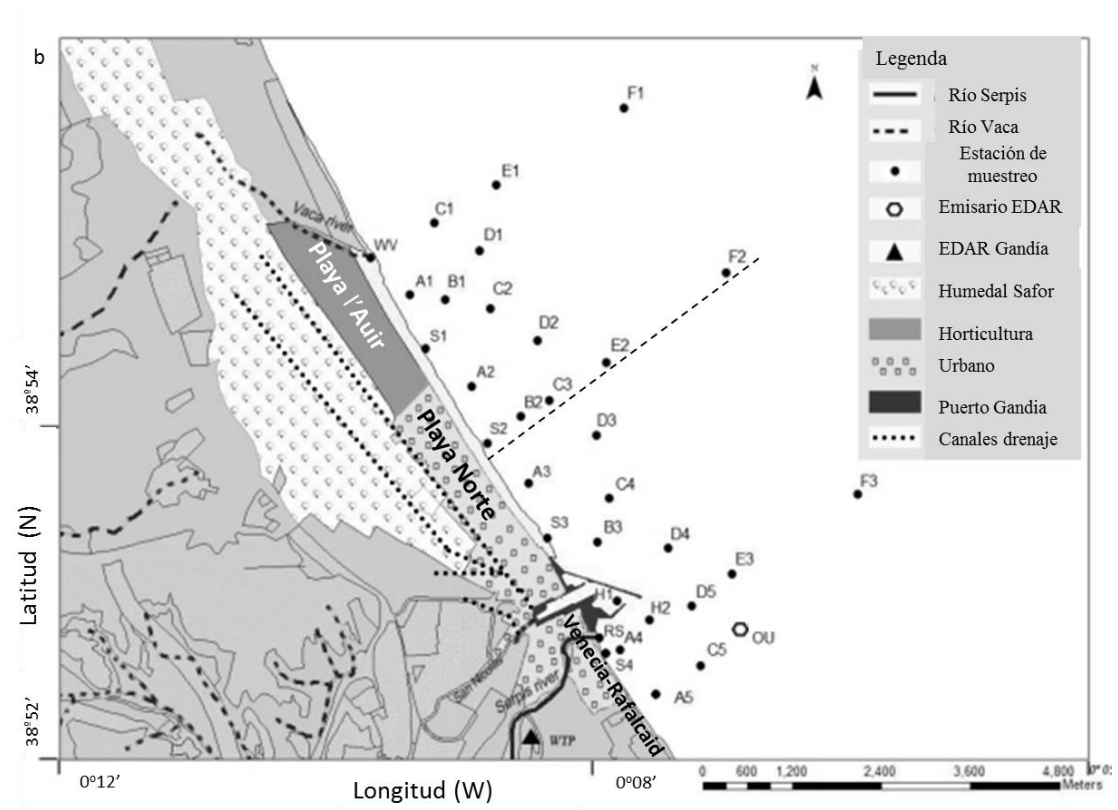


Fig 3. 4 Distribución estaciones de muestreo campañas área costera abierta. a: verano 09; b: resto de campañas.

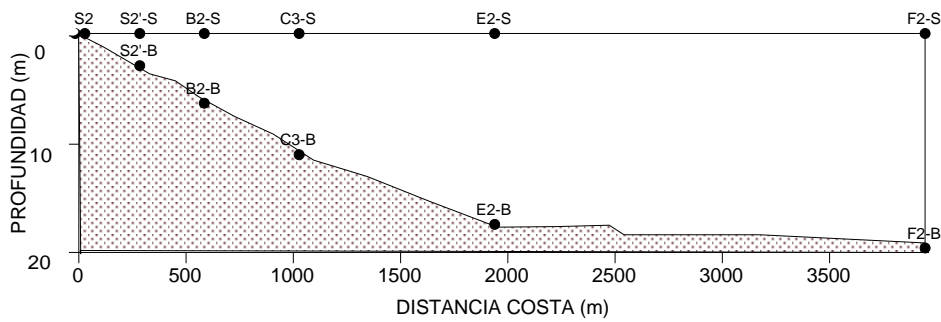


Fig. 3.5. Perfil del transecto con los puntos de muestreo.

Material y métodos

ESTACIÓN	LATITUD (N)	LONGITUD (W)	XUTM ETRS 89	YUTM ETRS 89	PROFUNDIDAD (m)	DISTANCIA COSTA (m)
S1	39 1 36	0 10 31	744410	4323406	1.3	Zona surf
S2	39 0 54	0 9 58	745238	4322144	1.3*	Zona surf
S2'	39 1 1	0 9 50	745428	4322363	3.0*	Zona surf
S3	39 0 12	0 9 26	746053	4320885	1.3	Zona surf
S4	39 0 12	0 9 26	746807	4319300	1.3	Zona surf
A1	39 1 59	0 10 39	744199	4324118	3.5	200
A2	39 1 19	0 10 6	745026	4322901	3.5	200
A3	39 0 36	0 9 36	745794	4321611	3.1	200
A4	38 59 24	0 8 48	747026	4319407	3.4	200
A5	38 59 4	0 8 28	747512	4318817	4.6	200
B1	39 1 57	0 10 19	744679	4324059	6.5	600
B2	39 1 5	0 9 39	745697	4322498	6.5*	600
B3	39 0 10	0 8 58	746728	4320830	6.8	600
C1	39 2 30	0 10 24	744533	4325075	9.9	1000
C2	39 1 52	0 9 54	745287	4323930	9.9	1000
C3	39 1 12	0 9 23	746084	4322712	11.3*	1000
C4	39 0 29	0 8 51	746881	4321422	12.0	1000
C5	38 59 16	0 8 3	748121	4319193	9.5	1000
D1	39 2 17	0 9 59	745142	4324698	12.7	1300
D2	39 1 38	0 9 28	745924	4323510	13.0	1300
D3	39 0 56	0 8 57	746707	4322248	13.6	1300
D4	39 0 7	0 8 19	747678	4320755	15.0	1300
D5	38 59 41	0 8 7	747997	4319987	13.5	1300
E1	39 2 45	0 9 49	745365	4325575	15.7	2000
E2	39 1 27	0 8 51	746840	4323222	17.8*	2000
E3	38 59 55	0 7 44	748541	4320418	16.8	2000
F1	39 3 17	0 8 36	747077	4326600	19.5	4000
F2	39 2 4	0 7 42	748462	4324404	20.0	4000
F3	39 0 27	0 6 32	750230	4321465	20.0	4000
H1	38 59 45	0 8 48	746997	4320060	7.7	Bocana puerto
H2	38 59 36	0 8 30	747432	4319799	10.0	Frente bocana puerto
OU	38 59 30	0 7 40	748642	4319656	17.1	1700
RS	38 59 29	0 8 59	746748	4319568	1.3	Zona surf
WV	39 2 16	0 11 0	743673	4324612	1.3	Zona surf

Tabla 3.3. Localización de cada estación muestreada, profundidad existente en esa estación y distancia a la costa. (* indica toma de muestra en fondo).

ESTACIÓN	VERANO 10	OTOÑO 10	INVIERNO 10-11	OTOÑO 10	VERANO 11
S1		16:20	9:04	16:20	10:50
S2	18:26	16:50	8:01	16:50	10:30
S2'S					11:52
S2'B					11:52
S3	19:06	17:04	8:20	17:04	10:00
S4	18:30	17:30	9:25	17:30	9:20
A1	9:26	10:11	12:08	10:11	10:00
A2	9:20	9:58	11:49	9:58	10:05
A3	9:15	10:43	11:41	10:43	10:11
A4	13:16	8:45	14:48	8:45	9:45
A5	13:12	8:48	14:44	8:48	9:49
B1	9:30	10:08	12:05	10:08	11:38
B2S	11:31	9:50	13:10	9:50	12:00
B2B	11:35	9:52	13:17	9:52	12:00
B3	11:51	10:53	11:29	10:53	10:18
C1	10:00	10:16	12:13	10:16	11:30
C2	9:35	10:06	11:56	10:06	11:42
C3S	11:22	9:38	13:13	9:38	12:08
C3B	11:25	9:46	13:20	9:46	12:08
C4	11:45	10:48	11:33	10:48	11:01
C5	13:01	8:52	14:41	8:52	13:08
D1	9:54	10:20	12:00	10:20	11:34
D2	12:25	10:02	11:53	10:02	11:10
D3	11:27	10:39	11:37	10:39	11:05
D4	12:04	10:50	11:25	10:50	10:23
D5	12:35	8:55	11:18	8:55	13:05
E1	10:05	10:25	12:18	10:25	11:24
E2S	11:06	9:26	13:00	9:26	12:18
E2B	11:06	9:26	13:00	9:26	12:18
E3	12:14	8:58	11:02	8:58	10:28
F1	10:15	10:29	12:25	10:29	11:18
F2S	10:45	9:13	12:30	9:13	12:28
F2B	10:45	9:13	12:36	9:13	12:28
F3	12:48	9:06	14:26	9:06	10:52
H1	9:00	8:39	11:10	8:39	13:14
H2	9:07	8:40	11:14	8:40	10:41
OU	13:00	9:02	14:32	9:02	10:31
RS	19:27	17:19	9:41	17:19	9:40
WV	17:54	15:55	8:41	15:55	11:10

Tabla 3.4. Hora de toma de muestras campañas del área costera abierta. Nota: en la campaña Verano 09 no se anotó la hora a la que se tomó cada muestra, si se anotó el inicio (9:00 h) y fin (13:30) de la campaña.

3.2.2 Descripción de las campañas del Puerto.

En el Puerto de Gandía se realizaron un total de 26 campañas comprendidas entre marzo de 2010 y mayo de 2011. Las fechas en las que se realizaron y los nombres con que se identificaron se presentan en la tabla 3.5.

M1	26/03/2010	M14	26/10/2010
M2	16/04/2010	M15	11/11/2010
M3	28/04/2010	M16	03/12/2010
M4	07/05/2010	M17	16/12/2010
M5	21/05/2010	M18	27/12/2010
M6	04/06/2010	M19	14/01/2011
M7	18/06/2010	M20	28/01/2011
M8	12/07/2010	M21	10/02/2011
M9	23/07/2010	M22	21/02/2011
M10	04/08/2010	M23	10/03/2011
M11	20/08/2010	M24	22/03/2011
M12	02/09/2010	M25	12/04/2011
M13	17/09/2010	M26	05/05/2011

Tabla 3.5 Fecha de las campañas del puerto y nomenclatura.

Las muestras fueron tomadas en 10 estaciones de muestreo mediante la utilización de botellas Van Dorn (5 l) (fig. 3.6). Las muestras tomadas en la misma estación de muestreo se codificaron con la letra S (surface) las tomadas en superficie y B (bottom) las tomadas en profundidad. Las muestras tomadas en superficie se tomaron a -0.3 m, mientras que las muestras de fondo a 0.5 m por encima del mismo, llegando hasta una profundidad máxima de 10 m. El criterio para la ubicación de las diferentes estaciones de muestreo fue el siguiente:

- Estudiar la entrada de nutrientes por parte de las acequias al puerto. Para ello se ubicaron 3 estaciones en el punto de vertido de los canales que drenan el Marjal de la Safor. Estas estaciones se codificaron como CH1 para la acequia Molí, CH2 para la acequia Rei-Nova y CH3 para la acequia l'Auir.
- Estudiar las variaciones espaciales tanto longitudinales como en profundidad que se producen en la instalación portuaria. Para ello se ubicaron 5 estaciones de muestreo desde la zona más interna del puerto hasta su bocana formando un transecto (P1, P2, P3, P4 y P5). La estación P1 está localizada en la desembocadura del barranco de San Nicolás, próxima a la desembocadura de la acequia Molí; las estaciones P2 y P3 en la zona de aporte de las acequias Rei-Nova y l'Auir; la estación P4 ubicada en el canal del puerto y la estación P5 en la bocana. En todas estas estaciones se tomaron muestras en superficie (S) y en fondo (B), a excepción de las estaciones P1 y P2 debido a su escasa profundidad. Posteriormente, en la campaña 5 se consideró interesante añadir una nueva estación ubicada en el Real Club Náutico de Gandía (P7) debido a que las condiciones de confinamiento de esta zona propician un comportamiento diferente con respecto al resto de la instalación portuaria.
- Comparar las condiciones de dentro del puerto con las condiciones fuera del mismo. Se ubicó la estación P6 frente a la bocana y que podía presentar cierta influencia del puerto. La estación P6, dada su localización, ha sido incluida dentro del transecto longitudinal que forman las estaciones P1, P2, P3, P4 y P5



Fig. 3.6. Distribución estaciones de muestreo campañas del puerto.

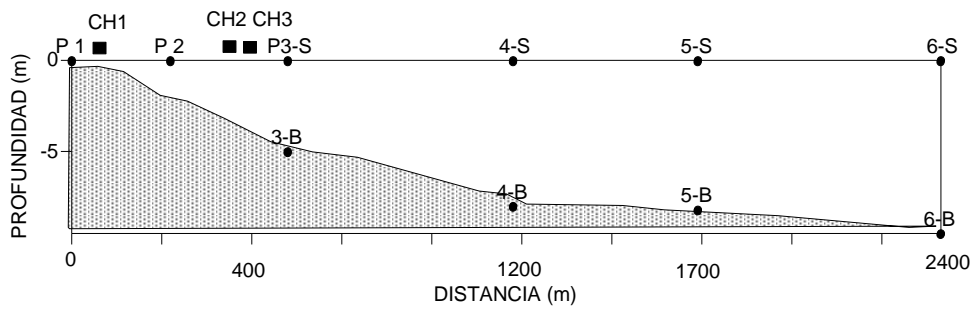


Fig. 3.7. Perfil del transecto con los estaciones de muestreo de las campañas del puerto.

En la tabla 3.6 se muestra la localización de cada estación de muestreo así como las distancias parciales entre ellas, la distancia acumulada desde el origen del transecto y la profundidad donde se encuentra la estación.

ESTACIÓN	LATITUD (N)	LONGITUD (W)	XUTM ETRS 89	YUTM ETRS 89	PROF. (m)	DIST. PARCIAL (m)	DIST. ACUM. (m)
P1	38 59 24	0 09 51	745598	4319520	1.3	0	0
P2	38 59 29	0 09 45	745758	4319703	1.7	274	274
P3*	38 59 37	0 09 33	746019	4319898	6.0	326	600
P4*	38 59 42	0 09 20	746555	4320221	8.5	626	1226
P5*	38 59 50	0 08 28	747062	4320165	8.6	513	1739
P6*	38 59 31	0 08 23	747675	4319909	10.6	675	2414
P7*	38 59 50	0 09 23	746274	4320329	1.5	RCN Gandía	punto aislado
CH1	38 59.26	0 09 50	746731	4319662	Variable	canal	85
CH2	38 59 33	0 09 40	745883	4319852	Variable	canal	1050
CH3	38 59 35	0 09 32	746073	4319919	Variable	canal	1100

Tabla 3.6. Localización de cada estación muestreada en las campañas del puerto. (* indica toma de muestra en fondo).

La tabla 3.7 muestra la hora a la que fueron tomadas las muestras en los diferentes puntos en cada muestreo.

	P1	P2	P3 S	P3 B	P4 S	P4 B	P5 S	P5 B	P6 S	P6 B	P7	CH1	CH2	CH3
M1	9:00	9:08	9:18	9:20	9:53	10:00	9:28	9:35	9:40	9:45		12:41	12:24	12:07
M2	9:02	9:12	9:21	9:27	9:35	9:41	10:00	10:05	10:15	10:24		12:43	12:21	12:00
M3	8:38	8:50	9:02	9:12	9:18	9:24	9:33	9:42	9:46	9:53		12:06	11:24	11:39
M4	13:26	13:39	14:45	14:50	14:00	14:05	14:16	14:20	14:27	14:35		17:33	17:21	17:15
M5	15:19	15:28	15:39	14:47	15:55	16:00			16:19	16:24	19:00	19:52	19:15	19:22
M6	9:55	10:07	10:21	10:27	10:45	10:54	11:06	11:12	11:20	11:23	15:30	16:05	15:45	15:40
M7	13:44	13:55	14:08	14:15	14:24	14:33	14:57	15:05	14:47	14:50	11:46		12:10	12:00
M8	9:37	9:59	10:11	10:18	10:28	10:35	10:54	11:00	10:46	10:50	12:18	13:18	12:44	12:54
M9	12:30	12:44	13:00	13:05	13:52	14:00	13:30	13:40	14:16	14:20	8:22	9:15	8:39	8:49
M10	11:10	11:18	11:25	11:30	11:35	11:30	11:40	11:45	11:49	11:58	8:59	9:48	9:15	9:26
M11	10:45	10:24	10:17	10:20	10:08	10:10	10:03	10:05	10:09	10:15	12:19	13:05	12:30	12:45
M12	11:15	11:05	10:49	10:55	10:30	10:35	10:12	10:17	10:02	10:10	12:46	13:20	13:00	13:08
M13	9:10	9:20	9:31	9:35	9:45	9:50	10:00	10:06	10:15	10:20	12:30	13:35	13:10	13:00
M14	16:02	17:28	17:50	17:55	18:00	18:10	18:22		18:00		12:06	12:43	12:28	12:19
M15	8:06	8:14	8:28	8:35	9:05	9:13	9:18	9:22	9:30	9:37	12:04	12:50	12:22	12:10
M16	9:34	9:42	9:57	10:04	10:12	10:20	10:29	10:36	10:42	10:50	7:50	8:48	8:10	8:20
M17	12:20	12:24	12:37	12:48	13:01	13:12	13:20	13:29	13:47	14:00	16:22	17:04	16:35	16:40
M18	10:37	10:50	10:58	11:09	11:20	11:27	11:38	11:50	12:00	12:11	9:00	9:43	9:10	9:19
M19	11:08	11:17	11:30	11:38	11:47	12:00	12:12	12:23	12:30	12:42	9:35	10:15	9:45	9:57
M20	9:35	9:41	9:53	10:00	10:10	10:18	10:27	10:37	10:46	10:55	8:28	9:00	8:32	8:45
M21	9:10	9:17	9:28	9:38	9:47	10:00	10:10	10:22	10:34	10:48	8:12	9:20	8:29	8:40
M22	10:05	10:13	10:25	10:30	10:41	10:48	10:59	11:07	11:18	11:26	8:00	8:55	8:30	8:37
M23	9:33	15:49	9:55	10:02	10:17	19:28	10:39	10:49	11:00	11:09	8:05	9:05	8:40	8:30
M24	9:30	9:36	9:43	9:50	9:59	10:10	10:18	10:30	10:37	10:45	8:00	8:57	8:35	8:23
M25	9:20	9:24	9:31	9:38	9:50	10:01	10:12	10:18	10:30	10:37	8:26	16:00	8:47	8:37
M26	10:00	10:08	10:15	10:20	10:37	10:44	10:50	10:58	11:15	5:16	8:18	8:57	8:41	8:35

Tabla 3.7. Hora toma de muestras de las estaciones de muestreo de las campañas del puerto.

Consideraciones a tener en cuenta:

- El periodo de tiempo comprendido entre la campaña 14 y la campaña 15 supera los quince días, frecuencia de muestreo establecida, por falta de autorización de la Autoridad Portuaria de Valencia para la realización de la campaña.
- En la campaña P7 no se pudo tomar muestra en CH1 por ser imposible el acceso al mismo.
- La muestra de fondo de P5 de la campaña 5 y las muestras de fondo de P5 y P6 de la campaña 14 no se tomaron debido a las malas condiciones climatológicas.

3.3 Obtención de datos hidrodinámicos y climatológicos.

Datos de descarga del río Serpis

El caudal del río Serpis se estimó a partir de los datos de caudales proporcionados por el SAIH (Sistema Automático de Información Hidrológica) de la Confederación Hidrográfica del Júcar a unos 20 km de su desembocadura. Se utilizaron los caudales registrados en las estaciones de aforo de Vernissa y la Font En Carros (fig. 3.8). La estación de aforo Vernissa mide los caudales del río Vernissa mientras que la estación de aforo de la Font En Carros mide el caudal del río Serpis antes de su unión con el Vernissa. Los datos proporcionados por el SAIH presentan una frecuencia de 5 minutos y están expresados en m^3s^{-1} . El caudal del río Serpis se calculó como la suma de los datos de ambos aforos. El caudal real del río Serpis en la desembocadura puede no coincidir con el dato obtenido a partir de los aforos, puesto que aguas abajo de los mismos pueden producirse descargas de la estación depuradora, aportes de los colectores de aguas pluviales del área urbana próxima al río Serpis y de la cuenca de drenaje desde los aforos hasta la desembocadura.

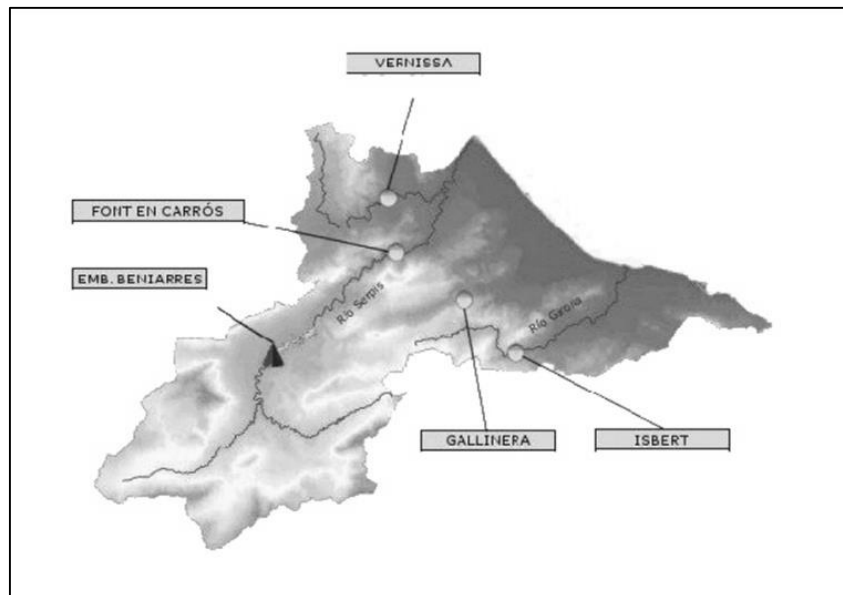
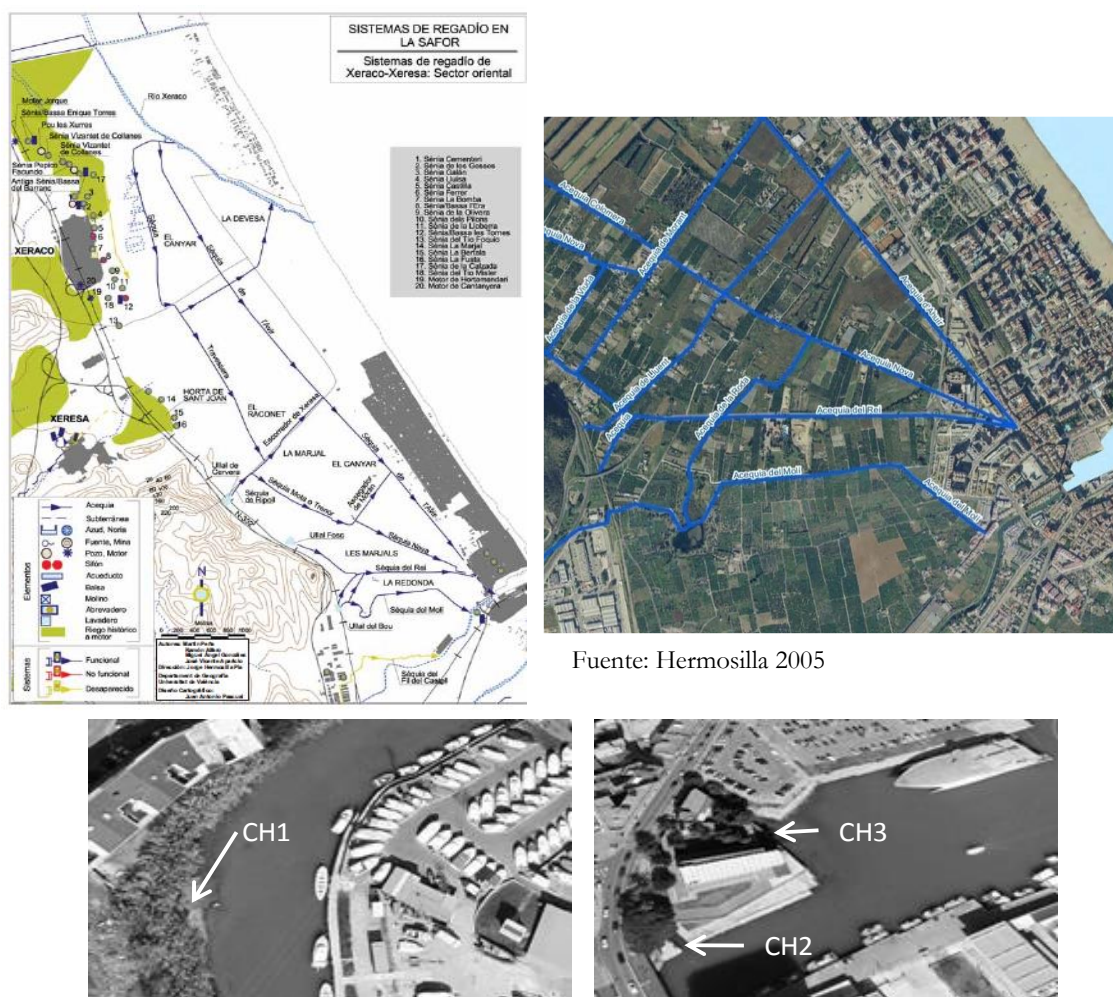


Fig. 3.8. Localización estaciones de aforo Río Serpis.

Datos de descarga de los canales que drenan el Marjal de la Safor.

Las mediciones de caudal en los cuatro canales principales que drenan el marjal se realizó en la zona inmediatamente anterior a su desembocadura en el Puerto de Gandía (fig. 3.9). Se realizó el cálculo de la sección de cada canal teniendo en cuenta anchura, profundidad e irregularidades del mismo. La velocidad del flujo se midió mediante un correntímetro electromagnético. La profundidad no superó los 130 cm en ningún caso por lo que la medición se realizó únicamente a un 60% de la profundidad del canal.



Fuente: Hermsilla 2005

Fig. 3.9. Red de drenaje del Marjal de Gandía y localización de la desembocadura de los canales en el Puerto de Gandía.

Datos climatológicos

Los datos de temperatura media, máxima y mínima, precipitaciones, radiación así como dirección y velocidad del viento fueron obtenidos a partir de la estación meteorológica ubicada en el Real Club Náutico de Gandía (fig. 3.2) ($38^{\circ}59'06''$ N, $0^{\circ} 09' 00''$ W) y la estación meteorológica de Gandía ($38^{\circ}58'31''$ N, $0^{\circ} 10' 42''$ W).

3.4 Obtención de datos físico-químicos in situ.

En cada punto de muestreo se tomaron medidas de temperatura y concentración de oxígeno disuelto mediante un sensor óptico YSI proODO. Por otro lado, se midió la penetración de la luz mediante la utilización de un disco Secchi.

3.5 Tratamiento y análisis de las muestras.

Para cada muestra tomada en cada estación de muestreo, debido a los requerimientos de los distintos parámetros a analizar, se separaron 3 fracciones en el momento de ser recogidas a bordo del barco.

Fracción A en botellas de plástico de 2000 ml

Fracción B en botellas de vidrio 125 ml

Fracción C en botellas de vidrio ámbar de 125 ml

Estas fracciones de cada muestra se colocaron inmediatamente en una nevera portátil con hielo (4°C) para mantenerlas refrigeradas desde el momento en que son recogidas y posteriormente transportadas al laboratorio.

3.5.1 Cadena de custodia y conservación de las muestras.

Las muestras se trasladaron refrigeradas al laboratorio en un tiempo nunca superior a las 2 horas de haber sido tomadas, debido a la proximidad entre la zona de estudio y el laboratorio. Una vez allí se procedió de la siguiente manera:

La **Fracción A** se subdividió alícuotas para la determinación de los distintos parámetros, debido a la diferente manera de conservación de cada uno de ellos (fig. 3.10). Todos los métodos de conservación de las muestras se realizaron siguiendo las indicaciones de APHA (2005).

De la muestra bruta se separó 100 ml para analizar el fósforo total (TP) y se filtró 800 ml para determinar sólidos suspendidos (ss) y otros 800 para clorofila *a* (Chl *a*):

- **Fósforo total:** 100 ml de muestra sin filtrar se transvasaron a botes de plástico (de 100 ml) y se conservaron en nevera.
- **Sólidos suspendidos:** 800 ml de muestra se filtraron a través de filtros SARTORIUS de acetato de celulosa de 0.45 μm y 47 mm de diámetro, previamente secados y tarados.
- **Clorofila a:** 800 ml de muestra fueron filtrados a través de filtros de acetato de celulosa de 0,45 μm y 47 mm de diámetro. Estos filtros se almacenaron a -20°C hasta su posterior análisis.

Del filtrado se tomaron distintas alícuotas que se utilizaron para:

- **Amonio:** Se determinó inmediatamente.
- **Ácido ortosilícico (DSi), fósforo soluble reactivo (PSR), nitritos y nitratos más nitritos** (estos últimos sólo campaña área costera abierta): Se transvasaron para cada análisis 100 ml a botes de plástico se conservó en una nevera hasta su posterior determinación.
- **Salinidad, conductividad y pH** (pH sólo campaña área costera abierta): El resto del filtrado se mantuvo a temperatura ambiente hasta su posterior medida.

Fracción B: Esta fracción se utiliza para la determinación del fitoplancton. Estas muestras fueron conservadas con formaldehído a una concentración final del 4% y almacenadas en oscuridad hasta su posterior determinación.

Fracción C: Esta fracción se utiliza para la determinación de la materia orgánica disuelta coloreada (CDOM). En el laboratorio estas muestras se mantuvieron almacenadas a 4°C hasta su análisis el día posterior al muestreo.

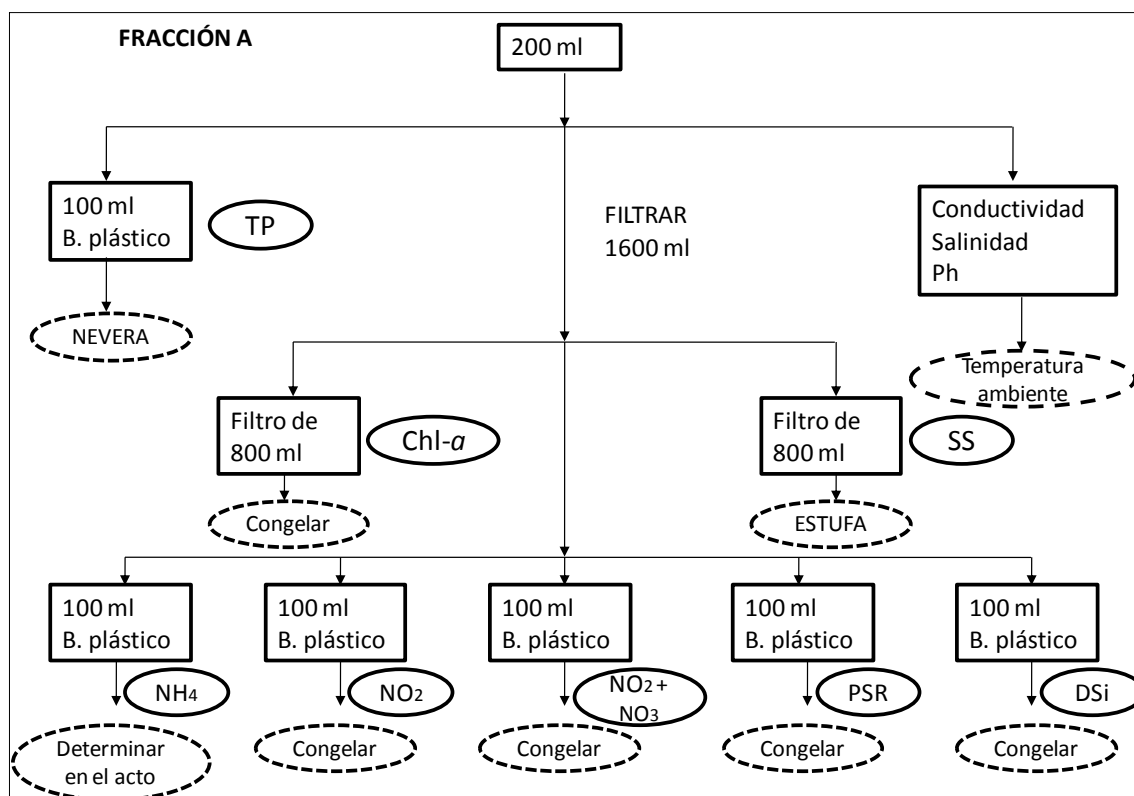


Fig. 3.10. Cadena de custodia y conservación de las distintas alícuotas de la fracción A.

3.5.2 Métodos de análisis

Para todos los métodos se utilizaron reactivos de alta pureza. Del mismo modo se utilizó agua milli-Q obtenida por un equipo de purificación de agua Millipore purification pak, para obtención de agua ultrapura. El espectrofotómetro utilizado en los casos en que la técnica analítica requería la medida de absorbancias fue el modelo Jenway 6300, con precisión de 2 nm. Los métodos analíticos empleados para cada parámetro fueron los siguientes:

Salinidad y conductividad

La salinidad (Aminot, 1983) puede ser definida como el peso en gramos de materia inorgánica disuelta en 1 kg de agua de mar después de que todo el bromuro y yoduro ha sido reemplazado por la cantidad equivalente de cloruro, todo el carbonato convertido a óxido y toda la materia orgánica oxidada. La forma de medir la salinidad es a través de métodos indirectos que involucran la medida de parámetros físicos como conductividad, densidad, velocidad del sonido o índice de refracción. El método que proporciona mayor

precisión es la medida de conductividad (APHA, 2005). Por ello, la salinidad ha sido medida con un conductímetro Multi 340i/SET WTW, calibrado mediante una solución estándar para conductividad 0.01 mol/KCl. El conductímetro automáticamente proporciona los datos de salinidad. La conductividad viene dada en $\mu\text{S cm}^{-1}$ y la salinidad en g l^{-1} .

Sólidos en suspensión

Para la determinación de los sólidos suspendidos se sigue la metodología descrita por APHA (2005). Primero se filtra 800ml de la muestra a través de filtros SARTORIUS que tienen un diámetro de poro de $0.45\mu\text{m}$ y 47mm de diámetro elaborados de acetato de celulosa, previamente secados y pesados. Para ello se utiliza una bomba de vacío conectada a un matraz kitasato de plástico y un embudo magnético. Una vez filtrado, los filtros se secan en estufa durante 24 horas a 105°C . Posteriormente, los filtros se enfrían en desecador y son pesados de nuevo para determinar el peso de los sólidos suspendidos.

Compuestos nitrogenados

Se analiza amonio, nitrito, nitrato y se calcula el DIN (nitrógeno inorgánico disuelto).

Amonio

Para la determinación de amonio se debe tener especial precaución ya que este compuesto es muy volátil por lo que su análisis se realiza inmediatamente después de la recepción de las muestras en laboratorio evitando cualquier exposición a humos, productos de limpieza como amoniaco, de cosmética evaporables como colonia, etc. Así también, antes de utilizar el instrumental necesario, este será enjuagado con el agua Milli-Q.

La técnica consiste en la reacción de Berthelot donde el amonio disuelto reacciona con el hipoclorito en un medio alcalino formando monocloramina. Al añadir fenol más el exceso de hipoclorito y mediante la catalización por parte del ión nitropusiato, la monocloramina forma azul de indofenol. Este compuesto es medido en espectrofotómetro a 630nm de longitud de onda (Baumgarten *et al.*, 1996).

Nitrito

La metodología usada para la determinación de nitritos es la descrita por Shinn (1941) y adaptada para agua de mar por Bendschneider y Robinson (1952). Basada en la formación de un complejo rosado por la reacción del ión nitrito con la sulfamida y con la N naftiletildiamina. Se mide a 543 nm de longitud de onda.

Mediante este método, se pueden determinar concentraciones comprendidas dentro del rango $0.01\text{-}20\mu\text{M}$.

Nitrito más nitrato

Basado en la metodología descrita por Grasshof (1976). Consiste en la reducción de los nitratos a nitritos haciendo pasar la muestra por una columna rellena de cobre y cadmio

en una solución básica. Las fases posteriores coinciden con la metodología utilizada para los nitritos comentada anteriormente.

Nitrato

Se calcula mediante la diferencia entre nitrato más nitrito y nitritos.

Nitrógeno Inorgánico Disuelto. DIN

Se obtiene como la suma de amonio y nitritos más nitratos.

Compuestos fosforados

Se analiza fósforo soluble reactivo (DIP) y fósforo total (TP).

Fósforo soluble reactivo (DIP)

El fósforo soluble reactivo es llamado a todo el fósforo inorgánico y a una parte del fósforo orgánico que al estar en medio ácido durante el análisis, reacciona con el molibdato de amonio y es detectado en el espectrofotómetro al igual que el fósforo inorgánico. La determinación de los fósforos solubles reactivos se llevó a cabo siguiendo la metodología de Murphy y Riley (1962). Este método utilizado, sobreestima las concentraciones reales de fósforo ya que existen otros compuestos que reaccionan de manera similar, es por tanto, un compartimento químicamente heterogéneo en el que se incluyen tanto fracciones minerales como orgánicas previamente hidrolizada en proporciones difíciles de evaluar. Por este motivo, se aplica el término “fósforo soluble reactivo”, introducido por Strickland y Parsons (1985), para designar el fósforo que reacciona con el método del molibdato. El principal componente del fósforo soluble reactivo son los ortofosfatos los cuales reaccionan con el molibdato de amonio, tartrato de antimonio y potasio y ácido ascórbico para formar el fosfomolibdato de antimonio reducido de coloración azulada. La solución resultado se mide en espectrofotómetro a 885nm.

Fósforo total (TP)

Estas muestras son las únicas, que no son filtradas ya que se está analizando fósforos totales tanto solubles como particulado así como el fijado por los organismos vivos. Para la determinación de los fósforos totales se utiliza unos frascos ámbar de vidrio de 100 ml previamente digeridos tres veces en autoclave durante 45 minutos a 121°C con 4 ml de un reactivo oxidante compuestos por persulfato de potasio, ácidos bóricos e hidróxido sódico. Posterior a las tres digestiones, se le añade a los recipientes 30ml de las muestras a analizar más 4 ml del mismo reactivo anterior para proceder a la cuarta digestión (Rodier, 1981). Después de esta digestión se procede a aplicar la metodología utilizada para la determinación del fósforo soluble reactivo.

Silicio reactivo disuelto (DSi; ácido ortosilícico)

La técnica empleada basada en Strickland y Parsons (1972) consiste en la reacción entre el molibdato amónico y el ácido ortosilícico y la reducción de este compuesto formado por adición de metanol para formar un complejo azulado para su medida en

espectrofotómetro a 810 nm de longitud de onda. El instrumental empleado para la determinación del silicio reactivo disuelto debe ser de materiales plásticos ya que el vidrio está formado por sílice y debe ser considerado una fuente potencial de contaminación de las muestras.

Ratios de nutrientes: DIN:DIP; DSi:DIP; DSi:DIN y nutriente limitante.

Las ratios de nutrientes se obtienen realizando los cocientes entre las concentraciones de DSi, DIN y DIP. El criterio para determinar el nutriente potencialmente limitante es el utilizado por Dotch y Whitley (1992), Justic *et al.* (1995) y Olivos *et al.* (2002): Según este criterio, P actúa como limitante si $DSi:DIP > 22$ Y $DIN:DIP > 22$; N es limitante si $DSi:DIN > 1$ y $DIN:DIP < 10$; y Si es limitante si $DSi:DIP < 10$ y $DSi:DIN < 1$.

Índice TRIX.

El estado trófico se estimó mediante el índice TRIX propuesto por Vollenweider *et al.* (1998) el cual integra factores directamente relacionados con la productividad, tales como la Cl a, el oxígeno disuelto y los nutrientes (nitrógeno y fósforo) de acuerdo a la ecuación:

$$TRIX = \frac{\log(Chl - a \times aOD \times NT \times PT) + 1.5}{1.2}$$

Donde:

TRIX: es el índice del estado trófico

Chl-a: es la concentración de Clorofila a en $\mu\text{g l}^{-1}$

OD: es el valor absoluto de la desviación del porcentaje de saturación de oxígeno disuelto, es decir: $|100 - \% \text{OD}|$

NT: es la concentración del nitrógeno inorgánico disuelto total en μM

PT: es la concentración del fósforo inorgánico disuelto total en μM

Las constantes 1.5 y 1.2 se refieren, respectivamente, a los valores mínimos de las variables que componen el índice y a los 10 niveles de jerarquía en que está diseñado, es decir, el TRIX, tiene valores entre 1 y 10.

VALOR DEL ÍNDICE TRIX	NIVEL DE ESTADO TRÓFICO
0-2.5	oligotrófico
2.6-5	mesotrófico
5.1-7.5	eutrófico
7.6-10	hipertrofico

Tabla 3.8. Valores de referencia del índice TRIX para los niveles de estado trófico y calidad del agua.

Los valores del índice TRIX se compararon con la clasificación EEA en función de los niveles de nitrógeno (nitratos más nitritos) y fósforo (ortofosfato) basados en las concentraciones propuestas por Crouzet *et al.* (1999): buena, aceptable, pobre y mala calidad.

NIVEL DE CALIDAD	NO ₃ ⁻ + NO ₂ ⁻ (μM)	DIP (μM)
Bueno	<6.5	<0.5
Aceptable	6.5-9.0	0.5-0.7
Pobre	9.0-16.0	0.7-1.1
Mala	>16	>1.1

Tabla 3.9. Límites de concentraciones usados en la clasificación EEA para la calidad del agua (Crouzet *et al.*, 1999).

Materia orgánica disuelta coloreada (CDOM)

Los ácidos húmicos son ácidos orgánicos de coloración amarilla que dominan la absorción de la luz visible y UV en la región azul del espectro (Kirk, 1996; Mc Knight *et al.*, 2001). En este caso se calcula el coeficiente de absorción a 440 nm (Kirk, 1996). Las muestras son almacenadas a 4°C un tiempo no superior a 2 días. Para el análisis de la absorción de la CDOM se filtran 50 ml de muestra a través de un filtro de membrana de policarbonato de tamaño de poro 0.2 μm. Una muestra de agua milli-Q se utiliza como muestra de referencia para la corrección de los valores de absorbancia, es decir, se utiliza como blanco para calibrar el espectrofotómetro. Los coeficientes de absorción fueron determinados mediante la medición de la absorbancia de las muestras de agua mediante espectrofotómetro usando una celda de cuarzo de 10 cm de longitud (Gallegos, 2002).

Para corregir la turbidez consecuencia de las pequeña partículas y coloides que pueden atravesar el filtro se mide la absorbancia de las muestras a 750 nm. El coeficiente de absorción de la CDOM $g(440 \text{ nm})$ se calcula aplicando la ecuación (Kirk, 1996):

$$g_{440} = (2.303) [A(440) - A(750)] / l$$

Donde A (440)= absorbancia de la muestra a 440 nm, A (750)=absorbancia de la muestra a 750 nm, y l=longitud de la cubeta

Clorofila *a*

Se utilizó el método tricromático basado en espectroscopía visible para determinar la concentración de clorofila *a* (APHA, 2005). Para ello, las membranas de acetato de celulosa empleadas para filtrar las muestras se congelan con la finalidad de romper las células. Posteriormente, los filtros se introducen en 6 ml de acetona al 90% en agua con el 1% en carbonato cálcico. Se determinó la densidad óptica del extracto a distintas longitudes de onda: 630, 647 y 664 nm, para determinar el contenido pigmentario, y a 750 nm para corregir la turbidez. Para los cálculos de la concentración se utilizaron las ecuaciones de Jeffrey y Humphrey (1975).

Fitoplancton

Las muestras para el análisis cuantitativo de fitoplancton se tomaron en botes de vidrio ámbar de 125 ml (un 80% de su capacidad para poder homogeneizar) y se fijaron in situ con una solución de formaldehído al 20% neutralizada con hexametilentramina hasta alcanzar una concentración final del 4% (Thronsen, 1978). Se almacenaron en oscuridad para evitar la fotooxidación, y a temperatura ambiente puesto que se analizaron en un periodo inferior a 3 semanas no siendo necesaria su refrigeración.

La técnica utilizada para el recuento de fitoplancton es la descrita en la norma UNE EN 15204:2006, basada en la técnica estándar de sedimentación de Utermöhl, (1958). Esta norma no cubre el análisis de picoplancton, el análisis de las alfombras flotantes de cianobacterias o las técnicas de preparación para diatomeas. El fundamento de esta técnica es que tras la conservación y el almacenamiento, la muestra se homogeneiza y se coloca una submuestra en una cámara de sedimentación. Cuando las algas se han depositado en el fondo de la cámara, se identifican y se procede a su recuento utilizando un microscopio invertido.

En este estudio se ha utilizado cámaras de sedimentación Hydro-bios que consisten en una columna vertical, con una base a través de la cual puede observarse el sedimento en un microscopio invertido. La columna se llena con la muestra y se deja que las partículas de la muestra sedimenten en el fondo de la cámara. El grosor de la placa base no excede de 0,17 mm para que no afecte a la calidad de la imagen. La cámara debe llenarse directamente con el bote de la muestra. El volumen exacto depende de la densidad de fitoplancton. Para aguas oligotróficas son necesarios volúmenes de sub-muestra más grandes (hasta 100 ml). En el caso de biomásas altas pueden utilizarse diluciones para prevenir la colmatación de las partículas por adhesión y para optimizar el proceso de recuento. En el caso de muestras marinas se utiliza para la dilución agua de mar filtrada. En cuanto al tiempo de sedimentación para las muestras de agua marina conservada con formaldehído se recomienda un periodo de sedimentación de al menos 16 h por cm, por lo que para las cámaras de sedimentación utilizadas en este estudio los tiempos de sedimentación son:

Periodos de sedimentación para las muestras de agua marina conservadas en formol		
Volumen de la cámara (ml)	Altura de la cámara (cm)	Periodo de sedimentación
10	2	30 h
20	9	6 días
100	19	12 días

Tabla 3.10. Tiempo de sedimentación muestras con fijación con formaldehído.

El recuento e identificación se realizaron a 400x aumentos con un microscopio invertido LEICA DM IL. La superficie de recuento varía dependiendo de la abundancia de cada especie. Normalmente se realizaron recuentos de toda la cámara, pero en el caso de especies muy abundantes se realizaron recuentos de 1 o 2 transectos o 5 campos aleatorios. Los recuentos se realizaron según la metodología Andersen y Thronsen (2003). Esta metodología no incluye la fracción de fitoplancton de pequeño tamaño (picoplancton y parte de nanoplancton). La comunidad de fitoplancton fue clasificada hasta el menor nivel

taxonómico posible de acuerdo con Delgado y Fortuño (1991) y Tomas (1997); cuando la identificación fue imposible, los diferentes taxones fueron agrupados en “dinoflagelados pequeños n.i” (“n.i.=no identificados) y “diatomeas n.i”. Como apoyo a la identificación de especies se tomaron muestras concentradas mediante una red de plancton (50 μm de malla) y se utilizó un microscopio vertical LEICA DM 2500 con un objetivo de 63X (630 aumentos) y dispositivo de bioluminiscencia.

4. Tratamiento estadístico

El estudio de los datos procedentes de campañas de muestreo, suele plantear una serie de dificultades. Estas surgen principalmente de la necesidad de manejar una gran cantidad de datos. En consecuencia, resulta habitual tener que trabajar con numerosas variables, una gran cantidad de valores de cada variable, y además se debe tener en cuenta las relaciones que se dan entre esas variables. Por lo tanto, es necesario aplicar diversas herramientas estadísticas, con el fin de tratar de comprender la realidad que se esconde bajo la enorme cantidad de cifras de las que se dispone. No hay que olvidar que la realidad de la naturaleza es multivariante, es decir, para una mejor comprensión del fenómeno hay que tener en cuenta el comportamiento simultáneo de grupos de variables, tanto abióticas como bióticas, lo cual complica seriamente la interpretación de los resultados obtenidos. A continuación hago un resumen de la aplicación de las diferentes técnicas estadísticas en este estudio:

a) Para la gestión de los datos así como para la elaboración de estadísticas descriptivas unidimensional se utilizó el paquete estadístico Statgraphics v. 5.1. Esta herramienta también fue utilizada para analizar la existencia de diferencias significativas tanto desde el punto de vista temporal como espacial mediante la prueba de Kruskal-Wallis, prueba no paramétrica que no asume la distribución normal de los datos.

b) Para estudiar relaciones significativas entre las diferentes variables se calculó el coeficiente de correlación Rho de Spearman (versión no paramétrica del coeficiente de correlación de Pearson, aplicable a datos que no siguen la normalidad). La valoración de la correlación se basó en la escala definida por Torres (2004). La herramienta estadística utilizada fue SPSS v. 16.0

b) Para el análisis de las tendencias espaciales tanto de las variables abióticas como de los principales grupos de la comunidad de fitoplancton se realizó mediante triangulación con interpolación lineal utilizando el programa SURFER v. 8.0.

c) La comunidad de fitoplancton fue analizada en términos de riqueza específica y abundancia, diversidad (índice Shannon-Weaver) y equidad (Pielou) (Zar, 1984) mediante la utilización de la aplicación estadística PC-Ord v. 4.34.

d) Con el objetivo de identificar grupos homogéneos de estaciones de muestreo en función de las especies de fitoplancton y abundancia de las mismas en dichas estaciones, se realizó un análisis de conglomerados jerárquicos con la consecuente obtención de su representación gráfica (dendrograma). Para aplicar esta técnica los datos de la comunidad fitoplanctónica, a nivel de especie, fueron transformados para ser normalizados, la

transformación utilizada fue $b_{ij} = \log(x_{ij} + 1)$, recomendada en el caso de que haya muchos ceros en la serie de datos. La distancia entre observaciones se basó en la realización de una matriz de similitudes mediante el cálculo de la distancia Bray Curtis y el método de linkage fue el promedio del grupo (group average). El programa estadístico utilizado fue PC-Ord v. 4.34.

f) Para determinar los factores claves que condicionan la abundancia de los principales grupos de fitoplancton así como la aparición de especies potencialmente dañinas se utilizó el método de ordenación multivariante, Análisis de Correspondencias Canónicas (CCA) y Análisis de Redundancia (RDA) (Ter Braak y Smilauer 2002). Todos los datos usados en los análisis fueron transformados para estabilizar la varianza. La significancia estadística de las relaciones se evaluó mediante el test de permutación Monte Carlo con un procedimiento de avance manual de la selección de 499 permutaciones. El programa estadístico utilizado fue PC-Ord v. 4.34 para el CCA y el CANOCO 4.5 para el RDA.

5. Exposición y análisis de los resultados

La enorme heterogeneidad ambiental de la zona estudiada así como las grandes variaciones que experimentan los parámetros estudiados durante la campañas de muestreo aconsejan realizar un análisis por separado de los dos tipos de campañas de muestreo así como un estudio detallado de sus distribuciones espaciales y temporales, por ello se decidió estructurar el trabajo en los siguientes cinco apartados:

1. Caracterización meteorológica e hidrológica de la zona durante el periodo de estudio.
2. Variación temporal y espacial de la calidad del agua y la comunidad de fitoplancton del Puerto de Gandía
3. Dinámica estacional de la comunidad de fitoplancton del área costera abierta de Gandía.
4. Variaciones de nutrientes y fitoplancton del área costeras abierta de Gandía en la estación estival
5. Caracterización general de la comunidad de fitoplancton

En el primero de ellos, se pretende por un lado describir las condiciones climatológicas existentes durante las campañas de muestreo e identificar valores destacables tanto de temperatura, precipitación, viento así como de radiación. Por otro lado, se pretende analizar la variación temporal del caudal de los ríos Serpis y Vaca, así como cuantificar y estudiar la variabilidad de los aportes de nutrientes de la red de drenaje del Marjal de la Safor a la zona de estudio.

En el segundo apartado, se analizan los resultados de las campañas del puerto tanto desde el punto de vista espacial como temporal. Para el análisis espacial y temporal se realiza un análisis descriptivo de los resultados obtenidos en cada estación de muestreo, además se utilizan herramientas estadísticas para la zonificación de la zona de estudio mediante análisis de conglomerados, y para realizar gráficas de interpolación que muestran la distribución espacial de cada parámetro, etc. En este apartado también se analiza en

profundidad la influencia de los aportes de las acequias sobre los diferentes parámetros de las aguas receptoras y la dinámica de los principales grupos de fitoplancton. También incluye un análisis multivariante para estudiar la relación entre los diferentes parámetros físicos químicos estudiados y la comunidad de fitoplancton.

En el tercer apartado, se estudia la variación de la comunidad de fitoplancton en el área costera abierta de Gandía en cuatro estaciones diferentes del año comprendidas entre el verano del 2010 y la primavera de 2011. Esta variación se examina estableciendo relaciones con diferentes variables físicas y químicas del agua (salinidad, nutrientes, oxígeno disuelto, temperatura, etc.). Se pretende analizar las variaciones espaciales y estacionales de la comunidad de fitoplancton como respuesta a variaciones en los parámetros físicos y químicos del agua, teniendo en cuenta las diferentes entradas de nutrientes a las que está sometida. Los resultados de este apartado están publicados en Gadea *et al.* (2013).

En el cuarto apartado, se pretende caracterizar la comunidad de fitoplancton del área costera abierta durante la época en la que se ve sometida a una fuerte presión antropogénica fruto del aumento poblacional derivado del turismo. Se analizan tanto las variaciones interanuales entre los veranos de 2009, 2010 y 2011, como las variaciones espaciales. Parte de los resultados obtenidos en la campaña de verano de 2009 están publicados en Sebastiá *et al.* (2012a).

En el último apartado, se pretende realizar una caracterización cualitativa y cuantitativa de la composición de la comunidad fitoplanctónica observada durante el estudio y se analizan las diferencias existentes entre las campañas llevadas a cabo en el Puerto de Gandía y las campañas del área costera abierta haciendo especial énfasis en las especies tóxicas y/o dañinas.



Capítulo 4

Resultados





Capítulo 4.1

Caracterización
meteorológica e
hidrológica de la zona
durante el periodo de
estudio



4.1.1 Meteorología.

Los datos meteorológicos y de estado de la mar recogidos durante el periodo de estudio proceden de tres fuentes:

- a) Estación meteorológica del Real Club Náutico de Gandía. Incluye datos, registrados cada 20 minutos de temperatura, precipitaciones y radiación. Destacar que la estación se encuentra ubicada dentro del área de estudio.
- b) Estación meteorológica de Gandía. De esta estación se han utilizado los datos de velocidad y dirección del viento. Los datos proporcionados no permiten analizar con suficiente fiabilidad la evolución de la velocidad del viento ya que está ubicada dentro del entorno urbano.
- c) Observaciones realizadas en cada salida de muestreo. Incluyen datos visuales del estado meteorológico y de la mar el día que se realiza la campaña de muestreo.

Los datos obtenidos se muestran en la figuras 4.1.1, 4.1.2 y 4.1.3 así como en las tablas 4.1.1 y 4.1.2.

En lo que respecta al estado de la mar (tabla 4.1.1), éste se ha definido en función de la escala de Douglas. En los diferentes muestreos realizados predomina el mar en estado de calma y rizada, hay que tener en cuenta que la mayoría de los muestreos realizados tienen lugar en el interior de la instalación portuaria, zona protegida por el espigón ubicado al norte del puerto. Cabe destacar, la campaña de muestreo llevada a cabo el 26 de octubre de 2010, el mar se encontraba en un estado de marejada incluso en la bocana de la instalación portuaria. La orientación del puerto hacia el sureste permitió la entrada del oleaje generado por la acción del viento que soplabla principalmente en esa dirección.

En cuanto a la temperatura atmosférica (fig. 4.1.1) los valores máximos se dieron en julio y agosto, con medias mensuales superiores a los 26 °C, mientras que las temperaturas más bajas se dieron en enero, en el que la media mensual fue de 11.7 °C. La temperatura máxima durante el periodo de estudio fue de 38° C y la mínima de 2°C. En las campañas del área costera abierta los muestreos que se llevaron a cabo con una temperatura ambiental más elevada fueron los realizados en verano, siendo el más caluroso el realizado el 26 de agosto de 2010 alcanzándose durante las horas de muestreo los 29.2 °C. En las campañas del puerto, los muestreos realizados a mayor temperatura fueron los llevados a cabo el 23 de julio de 2010 y el 4 de agosto de 2010 (27.4 °C).

Al igual que ocurre con la temperatura atmosférica, la radiación presentan una evolución estacional característica de esta zona (fig. 4.1.2). En cuanto a la radiación durante los días de muestreo (tabla 4.1.2) la máxima radiación se observó el 13 de junio de 2010 (1259 W m⁻²). En relación con la radiación media durante las horas de muestreo, en las campañas del puerto el valor máximo es de 972 W m⁻² el 18 de junio de 2010 seguido de los 942 W m⁻² registrados el 21 de mayo de ese mismo año. Por otro lado, el muestreo de las campañas del área costera abierta en el que la radiación es más elevada es el de primavera (16 de mayo de 2010) con 867 W m⁻² Los valores mínimos para las campañas del puerto se dan el 16 de abril de 2010 y el 17 de septiembre de 2010 con 61 W m⁻² y 97 W m⁻²,

respectivamente. Para las campañas intensivas, el valor mínimo se da en el muestreo de otoño (17 de octubre de 2010) con 225 W m^{-2} .

La evolución temporal del número de horas, sigue también la pauta propia de las latitudes medias del hemisferio norte (fig. 4.1.2). La mayor insolación corresponde a los meses de junio, julio y agosto, llegando a alcanzar las 15 hd^{-1} el 21 de junio de 2010 y 2011. Los meses con un menor número de horas diarias de sol son noviembre y diciembre con $8.5\text{-}9.5 \text{ hd}^{-1}$. Este patrón estacional está influenciado por la evolución de la nubosidad, de forma que el número de horas de sol también disminuye en épocas de tormentas como ocurre en el mes de octubre. En cuanto a los días de muestreo, en las campañas del puerto el máximo de horas de luz se da el 18 de junio y el 12 de julio de 2010 (15 hd^{-1}) y el mínimo el 16 de diciembre de 2010 (9.3 hd^{-1}), mientras que en la campañas del área costera abierta el máximo de horas de luz se dio el 25 de julio de 2011 (14.6 hd^{-1}) y el mínimo el 23 de febrero de 2011 (9.7 hd^{-1}).

MUESTREO	FECHA	ESTADO MAR	NUBOSIDAD	TEMP. (°C)	PP (mm)	PP ACUM. 7 d (mm)	VIENTO (°)	VIENTO (km/h)	RAD. (W/m ²)	HORAS LUZ
M1	26/03/2010	rizada	solado	17.3	0.0	15.0	272.0	14.7	481	12.3
M2	16/04/2010	calma	intervalos nubosos	13.1	0.0	32.8	139.0	5.1	61	13.0
M3	28/04/2010	rizada	nublado	17.3	0.0	1.8	277.0	5.3	140	13.7
M4	07/05/2010	rizada	solado	18.3	8.6	25.4	257.0	6.9	778	13.7
M5	21/05/2010	calma	nublado	21.6	0.0	0.0	110.5	7.4	942	14.3
M6	04/06/2010	calma	intervalos nubosos	22.4	0.0	0.0	268.0	7.7	244	14.3
M7	18/06/2010	calma	solado	23.2	2.0	18.8	250.0	6.8	972	15.0
M8	12/07/2010	calma	solado	26.9	0.0	0.0	168.5	7.2	390	15.0
M9	23/07/2010	rizada	solado	27.4	0.0	0.0	103.0	9.6	472	14.0
M10	04/08/2010	rizada	solado	27.4	0.0	0.0	126.0	7.7	694	14.0
M11	20/08/2010	calma	solado	25.7	0.0	26.4	82.5	4.7	515	13.3
M12	02/09/2010	rizada	intervalos nubosos	23.5	0.0	0.0	126.5	7.0	313	13.0
M13	17/09/2010	rizada	intervalos nubosos	24.0	5.6	5.6	308.0	4.7	97	12.0
M14	26/10/2010	marejada	solado	18.8	0.0	0.0	170.0	7.8	578	11.0
M15	11/11/2010	marejadilla	solado	14.7	0.0	9.1	258.0	16.0	182	10.0
M16	03/12/2010	rizada	solado	10.0	0.0	16.3	274.5	18.4	543	9.7
M17	16/12/2010	rizada	intervalos nubosos	8.3	0.0	4.3	234.5	6.2	531	9.3
M18	27/12/2010	calma	intervalos nubosos	11.0	0.0	0.3	226.5	4.9	411	9.7
M19	14/01/2011	rizada	intervalos nubosos	15.2	0.0	0.0	298.0	4.1	471	9.7
M20	28/01/2011	calma	intervalos nubosos	11.6	0.0	35.3	256.0	3.5	188	10.3
M21	10/02/2011	calma	solado	11.9	0.0	0.0	222.0	3.7	372	10.3
M22	21/02/2011	marejadilla	nublado	17.0	0.0	0.0	270.0	22.5	255	11.0
M23	10/03/2011	calma	nublado	12.2	0.0	0.0	330.5	8.3	206	11.3
M24	22/03/2011	rizada	intervalos nubosos	15.0	4.1	4.1	130.5	12.8	609	12.0
M25	12/04/2011	calma	solado	20.0	0.0	1.3	112.0	7.2	672	13.0
M26	05/05/2011	calma	solado	19.1	0.0	25.7	124.0	8.6	809	13.7
VERANO 09	16/07/2009	calma	solado	28.2	0.0	0.0	71.0	2.0	433	14.1
VERANO 10	26/08/2010	calma	solado	29.2	0.0	0.0	119.0	5.0	663	12.5
OTOÑO 10	21/10/2010	rizada	nublado	14.6	0.0	0.3	231.0	7.8	225	11.0
INVIERNO 10-11	23/02/2011	marejadilla	intervalos nubosos	16.3	0.0	0.0	237.0	10.8	642	9.7
PRIMAVERA 11	16/05/2011	rizada	solado	18.6	0.0	16.8	130.0	7.7	867	14.3
VERANO 11	25/07/2011	rizada	solado	25.7	0.0	0.0	130.5	7.6	430	14.6

Tabla 4.1.1. Tabla resumen de datos climatológicos. Temp. Temperatura media durante el muestreo. Pp. Precipitación de ese día. Pp acum 7: Precipitación acumulada en los 7 días previos. Rad. Radiación media durante el muestreo.

4.1.1

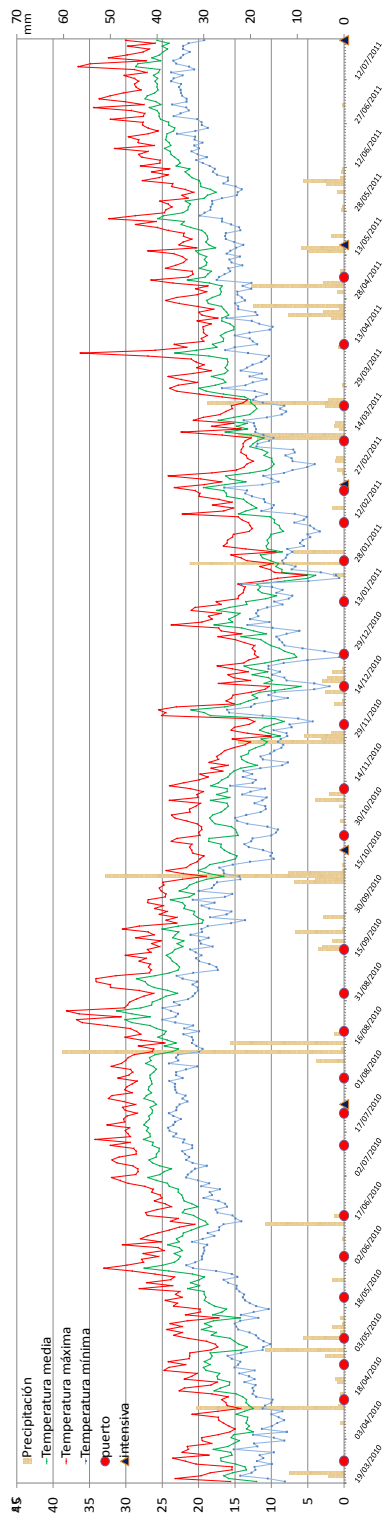


Fig. 4.1.1 Variación temporal de las temperaturas y las precipitaciones durante el periodo de estudio.

4.1.2

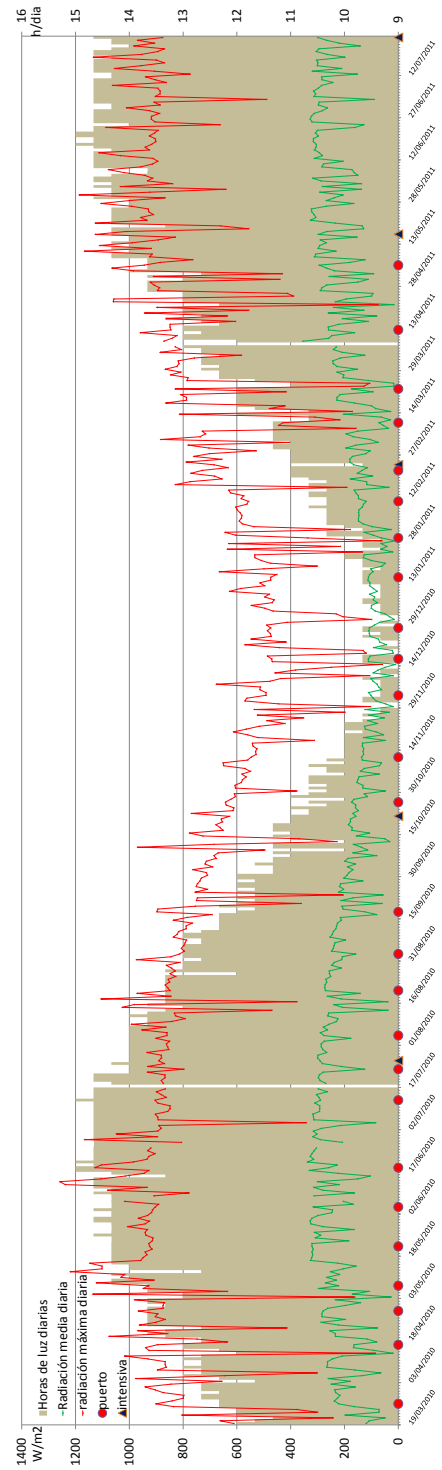


Fig. 4.1.2 Variación temporal de la radiación máxima, radiación media y horas de luz diarias durante el periodo de estudio.

En lo que respecta a las lluvias (fig. 4.1.1), durante el periodo de estudio el patrón de precipitaciones sigue el patrón característico del clima mediterráneo con dos estaciones lluviosas, primavera y otoño, y veranos secos. Los meses en los que se recogieron mayores precipitaciones fueron marzo y octubre del 2011 ($86.11 \text{ mm mes}^{-1}$ y $80.26 \text{ mm mes}^{-1}$, respectivamente). La primavera de 2011 fue ligeramente más lluviosa que la del 2010. Los meses más secos fueron por este orden los meses de junio, julio, diciembre y febrero. Cabe destacar los episodios de lluvias torrenciales que tuvieron lugar el 13 de agosto y el 12 de octubre del 2010 con precipitaciones de 60.2 mm día^{-1} y 51.0 mm día^{-1} , respectivamente.

Sólo en cuatro campañas de las realizadas se dieron precipitaciones ese mismo día (7 de mayo del 2010, 18 de junio de 2010, 17 de septiembre del 2010 y 27 de octubre del 2010). Como el área de estudio se ve influenciada por diferentes aportes continentales también resulta interesante tener en cuenta las precipitaciones que han tenido lugar en los días previos, por lo que se han tenido en cuenta la precipitación acumulada durante los días anteriores al muestreo. Las campañas que presentaron los valores más elevados de precipitaciones en la semana previa en las campañas del puerto fueron los realizados el 28 de enero de 2011, el 16 de abril de 2010, el 20 de agosto del 2010 y el 5 de mayo de 2011 (35.3 mm , 32.8 mm , 26.4 mm y 25.7 mm); en cuanto a las campañas del área costera abierta el único muestreo que presentó precipitaciones durante la semana anterior fue el de primavera de 2011 (18.6 mm).

En relación con el viento, la distribución y orientación de los vientos dominantes siguen un marcado patrón estacional (fig. 4.1.3). Así, los vientos del NNE-NE y brisas soplan en primavera y verano; mientras que en el otoño e invierno estas brisas no se dan a causa de las bajas temperaturas de la tierra y el predominio de los vientos del SW-W.

Puede decirse que en las estaciones de otoño e invierno, predominan los vientos de Oeste (Mestral, NO, Poniente, O y Lebeche, SO). En primavera y verano, el dominio de las componentes Este (Levante, E, Gregal, NE y Garbí SE) es notable.

En relación con el viento (tabla 4.1.1) el mes con una velocidad media del viento menor fue julio de 2011 con 1.4 km h^{-1} mientras que el mes con una velocidad media mayor fue octubre de 2010 con 14.6 km h^{-1} . El día 13 de este último mes el viento alcanzó su velocidad máxima de todo el periodo de estudio con 52 km h^{-1} . Si se analizan únicamente los datos de viento que se dieron durante los días de muestreo, se puede decir que la dirección del viento dominante fue sureste (135°) (llamado comúnmente en la zona “el garbí”), dominando en el 40.3% de los muestreos, le sigue la dirección suroeste con una frecuencia 31.2 % y el menos frecuente fue el viento de dirección noreste con un 6.3 %. La velocidad del viento fue máxima en los muestreos del 21 de febrero de 2011 y el 3 de marzo de 2011, 22.5 km h^{-1} y 18.4 km h^{-1} , respectivamente. La mínima velocidad se dio en el muestreo de la campaña del área costera abierta de verano 2009 con 2 km h^{-1} y en el muestreo de la campaña del puerto del 28 de enero de 2001 con 3.2 km h^{-1} .

2010	Gen	Feb	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Oct	Nov	Dec												
Media mes	7.3	26.0	5.9	24.3	5.3	19.4	4.4	15.2	4.4	17.0	5.1	18.7	5.5	18.6	6.1	20.5	5.1	19.1	5.3	19.5	5.9	20.7	4.1	17.5
Máx. mes	22.6	49.0	10.3	39.0	12.9	35.0	12.0	29.0	9.9	35.0	8.8	29.0	8.5	26.0	11.7	37.0	8.9	31.0	14.6	52.0	11.0	42.0	11.4	37.0

2011	Gen	Feb	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Oct	Nov	Dec												
Media mes	4.4	17.2	5.0	18.9	6.8	20.6	5.8	18.6	5.9	19.0	6.4	21.3	1.4	5.5	6.0	19.4	5.0	17.3	5.2	18.6	6.1	19.0	5.1	18.6
Máx. mes	9.1	30.0	10.4	36.0	18.0	37.0	14.7	32.0	11.1	32.0	11.2	39.0	8.1	29.0	10.9	29.0	9.3	29.0	16.5	35.0	16.8	35.0	9.8	38.0

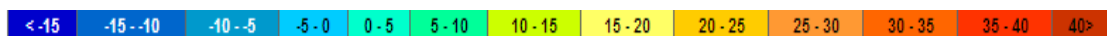


Tabla. 4.1.2 Valores medios y máximos velocidad del viento (ms^{-1}).

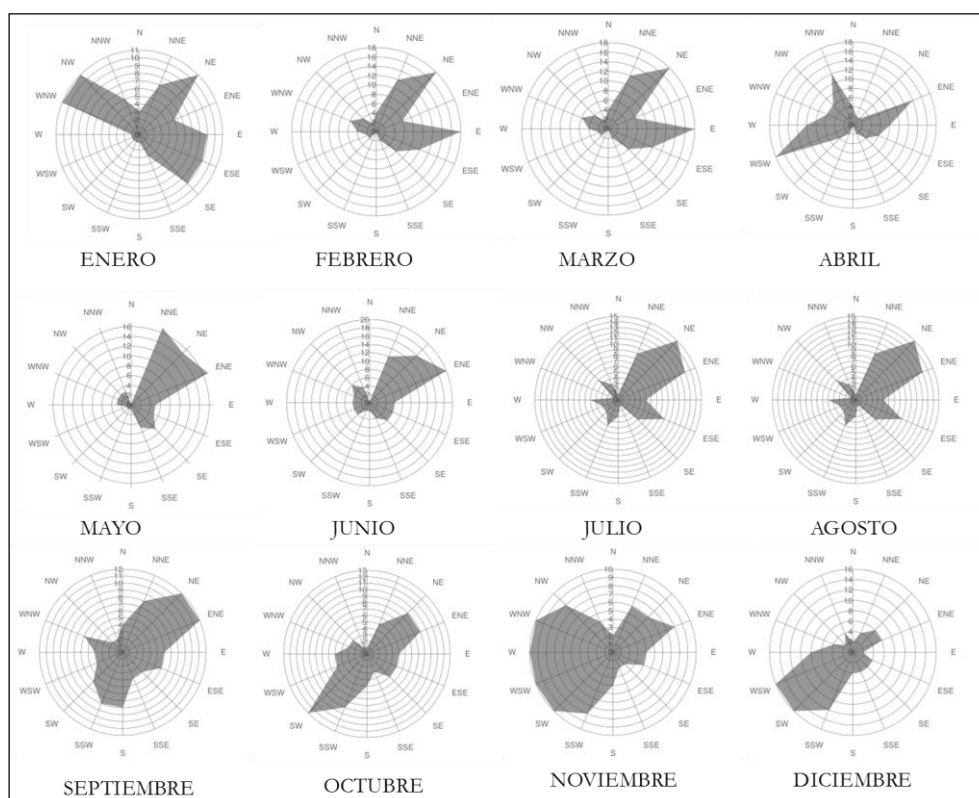


Figura. 4.1.3 Frecuencia mensual de la dirección del viento a partir de los datos recogidos en los años 2010 y 2011 (%).

4.1.2 Hidrología fluvial.

EL RIO VACA

La desembocadura de este río en la playa l'Air queda incluida dentro de la zona de estudio de las campañas del área costera abierta. No existen aforos en su cauce por lo que no se disponen de datos sobre el caudal del mismo. A partir de los datos de salinidad medidos en el punto codificado como WV, situado en la zona de surf en frente de la desembocadura del río se puede saber si se están produciendo aportes del mismo al mar (tabla 4.1.3). El valor más bajo de salinidad se da en el muestreo de verano de 2009 con 32.6 g kg^{-1} , seguido del valor observado en el muestreo de otoño de 2010 con 36.8 g kg^{-1} . En la figura 4.1.4 se observa claramente como la salinidad del mar es menor en el entorno de la desembocadura en estos dos muestreos.

MUESTREO	FECHA	Salinidad WV
VERANO 09	16/07/2009	32.6
VERANO 10	26/08/2010	37.6
OTOÑO 10	21/10/2010	36.8
INVIERNO 10-11	23/02/2011	37.2
PRIMAVERA 11	16/05/2011	37.3
VERANO 11	28/07/2011	37.5

Tabla 4.1.3 Salinidad en la desembocadura del río Vaca (g kg^{-1}).

EL RÍO SERPIS

Este río presenta en su tramo final dos aforos del SAIH (aforos de Vernissa y Font En Carrós) de la Confederación Hidrográfica del Júcar, aproximadamente a 20 km de la desembocadura (tabla 4.1.4). Estos datos nos permiten realizar un estudio sobre el flujo del río en los días en los que se han llevado a cabo los muestreos de este trabajo y su influencia sobre las características físico-químicas y biológicas de su zona de afección (capítulos 4.3, 4.4 y 4.5 de esta tesis).

MUESTREO	FECHA	Q Serpis ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$)	MUESTREO	FECHA	Q Serpis ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$)
M1	26/03/2010	5.65	M17	16/12/2010	0.00
M2	16/04/2010	4.71	M18	27/12/2010	0.00
M3	28/04/2010	4.26	M19	14/01/2011	0.00
M4	07/05/2010	5.37	M20	28/01/2011	0.00
M5	21/05/2010	1.96	M21	10/02/2011	0.00
M6	04/06/2010	1.19	M22	21/02/2011	0.00
M7	18/06/2010	0.00	M23	10/03/2011	0.00
M8	12/07/2010	0.00	M24	22/03/2011	0.00
M9	23/07/2010	0.00	M25	12/04/2011	0.00
M10	04/08/2010	0.00	M26	05/05/2011	1.88
M11	20/08/2010	0.00	VERANO 09	16/07/2009	0.00
M12	02/09/2010	0.00	VERANO 10	26/08/2010	0.00
M13	17/09/2010	0.00	OTOÑO 10	21/10/2010	0.00
M14	26/10/2010	0.00	INVIERNO 10-11	23/02/2011	0.00
M15	11/11/2010	0.00	PRIMAVERA 11	16/05/2011	0.00
M16	03/12/2010	0.00	VERANO 11	28/07/2011	0.00

Tabla 4.1.4 Datos caudales del río Serpis. Fuente SAIH (CHJ).

El caudal del río Serpis los días en los que realizaron los muestreos estuvo comprendido entre 0 y $5.65 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$. En base a estos datos el río únicamente presentaría caudal a 20 km de la desembocadura en los muestreos realizados en la primavera del 2010 y en el mes de mayo de 2011, coincidiendo con la estación húmeda.

En los muestreos llevados a cabo en las campañas del área costera abierta se midió la salinidad en la zona de desembocadura del río, concretamente en las inmediaciones de la Playa Venecia (punto de muestreo RS), lo que permite saber si se están produciendo aportes al mar ese día. La salinidad medida en este punto de muestreo siempre fue inferior a la del resto de puntos de muestreo (tabla 4.1.5 y fig. 4.1.4). Los valores más bajos se dieron en las estaciones húmedas, con valores de 27.8 g kg^{-1} en otoño y 30.2 g kg^{-1} en primavera, probablemente por los episodios de precipitaciones que tuvieron lugar en los días previos a los muestreos. Cabe decir, que en todas las estaciones de muestreo la salinidad observada, en estas dos campañas, estuvo por debajo de la registrada en el resto de las campañas del área costera abierta. En los tres veranos los valores en la desembocadura también fueron significativamente inferiores a los del resto de puntos de muestreo, principalmente en los veranos de 2009 y 2010.

MUESTREO	FECHA	Salinidad RS	Salinidad Media	Diferencia
VERANO 09	16/07/2009	33.8	37.0	3.2
VERANO 10	26/08/2010	34.6	37.5	2.9
OTOÑO 10	21/10/2010	27.8	36.9	9.1
INVIERNO 10-11	23/02/2011	36.3	37.3	1.0
PRIMAVERA 11	16/05/2011	30.2	37.0	6.8
VERANO 11	28/07/2011	35.6	37.4	1.8

Tabla 4.1.5 Salinidad (g kg^{-1}) en la desembocadura del río Serpis, salinidad media del muestreo y diferencia de salinidades.

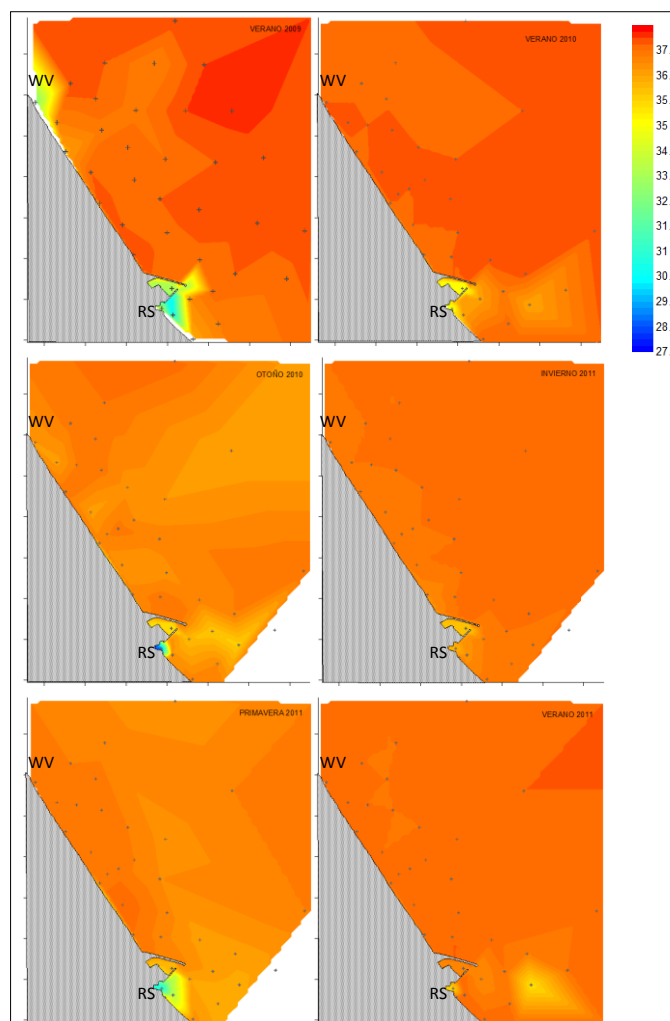


Figura 4.1.4 Distribución de la salinidad (g kg^{-1}) en la zona de estudio en las campañas del área costera abierta.

4.1.3 Red de acequias que drenan el Marjal de la Safor.

En este apartado, se muestran las características físico-químicas del agua de las acequias que drenan el marjal y se cuantifican los aportes de nutrientes que recibe el puerto de Gandía a través de las mismas. También se pretende establecer diferencias y valores extremos a lo largo del periodo de estudio e intentar justificar el porqué de estas variaciones. Posteriormente, en el capítulo 4.2 de esta tesis se analiza la influencia de esta red de drenaje en la calidad del agua de la instalación portuaria en la que vierten.

Como se describe en el capítulo 3 de este estudio, en las campañas del puerto se establecieron 3 puntos de muestreo ubicados en la desembocadura de la red de drenaje del Marjal en el puerto de Gandía. En concreto, se trata del punto de vertido de 4 canales que recogen las aguas de la compleja red de acequias que drenan el marjal de la Safor: acequia Molí, unión de las acequias Rei y Nova y acequia Auir (estaciones CH1, CH2, CH3, respectivamente). La periodicidad con la que se tomaron las muestras fue quincenal desde marzo del 2010 a mayo del 2011.

CAUDAL

Para la estimación del caudal de las diferentes acequias en el punto de vertido al puerto es necesaria la caracterización de la sección de calado y la velocidad del flujo en cada muestreo (tabla 4.1.6). La anchura de la acequia es un parámetro constante, la de la acequia Rei-Nova es de 3.7 m, la de la acequia Auir 3.9 m y la de la acequia Molí 1 m. La altura del calado de agua tuvo grandes oscilaciones a lo largo del periodo de estudio, principalmente en las acequias Rei-Nova y Auir. En la tabla 4.1.7 se observa que el canal cuya sección media de calado fue mayor fue la acequia Rei-Nova (2.14 m^2) y la de menor sección, la acequia Molí (0.16 m^2). En cuanto a la velocidad del flujo la acequia Molí presentó valores significativamente mayores, del orden de $0.5 \text{ m}^2\text{s}^{-1}$.

Los mayores caudales se dieron en la acequia Rei-Nova (caudal medio $0.37 \text{ m}^2\text{s}^{-1}$), el valor máximo alcanzado en este punto fue de $0.78 \text{ m}^2\text{s}^{-1}$, alcanzados el 28 de enero y el 5 de mayo de 2011, estos caudales fueron consecuencia de las precipitaciones que había tenido lugar durante los días previos (fig. 4.1.5). Como se observa en la figura 4.1.5 el caudal de las acequias suele ser mayor cuando se producen eventos de precipitaciones previas al muestreo aunque también se producen crecidas de caudal no explicadas por precipitaciones como la del 4 de agosto de 2010.

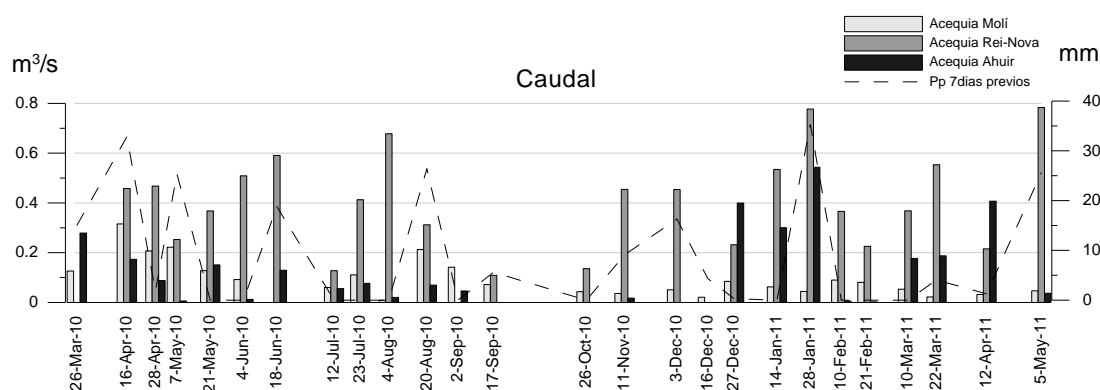


Fig. 4.1.5 Caudales de las acequias durante el periodo de estudio (m^3s^{-1}).

CARACTERÍSTICAS FÍSICAS Y QUÍMICAS

En relación con la temperatura del agua (tabla 4.1.6), ésta estuvo comprendida entre los 7.5°C del 28 de enero de 2011 y los 24.7°C del 23 de julio de 2010. La acequia con las temperaturas más bajas es la acequia Molí con un valor medio de 18.1°C , mientras que las otras dos acequias presentan un valor medio en torno a los 19.0°C .

La acequia Molí también presenta valores mayores de oxígeno disuelto con un valor medio de 9.10 mg l^{-1} , las otras acequias presentan un valor medio en torno a los 7.0 mg l^{-1} . Los valores de oxígeno disuelto estuvieron comprendidos entre los 4.11 mg l^{-1} del 4 de agosto de 2010 y valores en torno a 11 mg l^{-1} en diciembre de 2010.

La acequia Molí también es la acequia de menor salinidad (0.10 g kg^{-1}) ya que el punto de muestreo de las otras dos acequias está más próximo al puerto y se ven más influenciadas por el agua del mismo; de hecho en algunos muestreos tanto en la acequia Rei-Nova como en la acequia Auir se observó intrusión del mar en las mismas.

Los valores de sólidos en suspensión y materia orgánica disuelta coloreada son mayores en las acequias Rei-Nova y Auir.

En base a los resultados obtenidos por Sebastia *et al.* (2012b) se ha optado por prescindir del análisis de nitritos de forma aislada, ya que del total de nitratos más nitritos, un 99.6 % de la concentración eran nitratos y sólo un 0.4 % nitritos, por lo que finalmente se analizaron de forma conjunta nitratos y nitritos.

La concentración de DIN en las acequias fue muy elevada y estuvo comprendida entre $28.94 \mu\text{M}$ observados en julio de 2010 y $544.26 \mu\text{M}$, observados en septiembre de 2010 (tabla 4.1.6). Los valores de concentración de DIN fueron más elevados durante finales de febrero y marzo así como puntualmente en septiembre. Durante los meses de noviembre, diciembre y principios de enero los valores fueron más bajos (tabla 4.1.7).

El canal con mayor concentración de DIN fue la acequia Molí con una concentración media de $228.46 \mu\text{M}$, mientras que el canal con menor concentración media fue la acequia Auir con $196.48 \mu\text{M}$.

En cuanto a la concentración de amonio en los canales, sus valores fueron relativamente bajos, llegando a estar incluso por debajo del límite de detección ($0.01 \mu\text{M}$), el valor máximo alcanzado fue de $8.22 \mu\text{M}$ en la acequia Auir el 17 de septiembre de 2009. En general, las concentraciones más elevadas se dieron en la acequia Auir con una concentración media de $2.88 \mu\text{M}$ y las más bajas en la acequia Molí con una concentración media de $1.29 \mu\text{M}$. El amonio alcanzó sus concentraciones más elevadas principalmente durante los meses estivales.

Los valores de DIP y TP, en general, no fueron elevados y estuvieron comprendidos entre 0.02 y $1.17 \mu\text{M}$ en el caso del DIP y entre 0.08 y $8.44 \mu\text{M}$ para el TP. En ambos casos, las concentraciones más elevadas se dieron en las acequias Rei-Nova y Auir, siendo el valor más elevado de $8.44 \mu\text{M}$ de TP ($0.23 \mu\text{M}$ DIP) en la acequia Rei-Nova el 20 de agosto de 2010. Como se puede observar en la tabla 4.1.7 los valores más elevados de fósforo se dieron durante el periodo estival y la mayor parte del mismo se encontraba en forma orgánica.

	Acequia Moli						Acequia Rei Nova						Acequia Ahuir					
	n	X	M	δ	min	max	n	X	M	δ	min	max	n	X	M	δ	min	max
Velocidad flujo ($m s^{-1}$)	25	0.53	0.48	0.34	0.00	1.26	26	0.18	0.19	0.10	0.00	0.35	26	0.17	0.10	0.18	0.00	0.52
Sección (m^2)	25	0.16	0.15	0.06	0.05	0.30	26	2.14	2.20	0.44	1.04	2.96	26	0.80	0.66	0.37	0.31	1.56
Caudal ($m^3 s^{-1}$)	25	0.09	0.07	0.07	0.01	0.32	26	0.36	0.37	0.22	0.00	0.78	26	0.12	0.06	0.15	0.00	0.54
Temperatura agua ($^{\circ}C$)	25	18.4	18.1	5.2	9.9	26.6	26	19.7	19.3	3.2	14.1	24.7	26	18.9	19.3	4.3	7.5	26.3
Salinidad ($m kg^{-1}$)	25	0.19	0.10	0.18	0.10	0.78	26	3.04	3.05	2.22	0.10	7.10	26	1.06	0.30	1.895	0.2	7.8
Oxígeno disuelto ($mg l^{-1}$)	25	9.10	9.49	1.45	6.35	11.43	26	6.66	7.13	1.28	4.11	8.33	26	7.28	7.30	1.136	4.46	9.88
Sólidos en suspensión ($mg l^{-1}$)	25	4.64	3.29	4.11	0.13	16.00	26	7.67	7.44	3.85	1.80	19.13	26	8.57	6.37	8.41	0.8	47
CDOM ($g440$)	24	0.52	0.48	0.22	0.21	1.01	24	0.86	0.66	0.78	0.14	3.82	24	0.95	0.85	0.596	0.161	2.87875
DIN (μM)	25	228.46	228.98	145.46	39.86	527.51	26	176.69	175.75	134.36	28.94	544.26	26	196.48	148.41	125.99	34.88	471.80
NH_4^+ (μM)	25	1.29	1.14	0.88	0.05	3.50	26	2.11	1.79	1.35	0.11	5.97	26	2.88	2.21	2.30	<ld	8.22
DIP (μM)	25	0.11	0.11	0.06	0.03	0.28	26	0.17	0.16	0.07	0.02	0.31	26	0.31	0.23	0.26	0.11	1.17
TP (μM)	25	0.46	0.38	0.33	0.12	1.47	26	1.00	0.59	1.64	0.08	8.44	26	0.85	0.64	0.75	0.08	3.22
DSi (μM)	25	57.78	54.70	25.48	7.20	125.50	26	61.0	57.0	27.1	23.5	145.4	25	65.71	63.12	28.69	26.90	146.50
Clorofila-a ($\mu g l^{-1}$)	25	1.29	0.69	1.70	0.07	8.09	26	1.42	0.76	1.69	0.07	7.80	26	3.30	1.07	6.30	0.10	27.03
Descargas DIN ($g dia^{-1}$)	25	22175	16340	18425	589	74068	26	78870	61318	75206	0	310988	26	26668	10948	41840	0	182255
Descargas DSi ($g dia^{-1}$)	25	12255	8567	12095	1803	47944	26	55756	45828	46681	0	195261	26	19126	7989	28066	0	114966
Descargas TP ($g dia^{-1}$)	25	100	86	81	5	296	26	719	407	1354	0	7043	26	341	48	639	0	2371
Descargas DIP ($g dia^{-1}$)	25	29	17	31	2	125	26	179	158	143	0	603	26	121	47	300	0	1554

Tabla 4.1.6 Resumen parámetros de los canales que desembocan en el puerto. ld: límite de detección ($0.1 \mu M$).

MUESTRO	FECHA	NO ₃ ⁻ + NO ₂ ⁻ (µM)			NH ₄ ⁺ (µM)			DIP (µM)			TP (µM)			DSi (µM)			Clorofila-a (µg l ⁻¹)			SS (mg l ⁻¹)			MODC (m ⁻¹)			OD (mg l ⁻¹)		
		CH1	CH2	CH3	CH1	CH2	CH3	CH1	CH2	CH3	CH1	CH2	CH3	CH1	CH2	CH3	CH1	CH2	CH3	CH1	CH2	CH3	CH1	CH2	CH3	CH1	CH2	CH3
M1	26/03/2010	47.84	35.83	133.72	1.36	1.70	1.45	0.04	0.11	0.23	0.56	2.46	0.67	26.90	26.90	3.08	1.31	2.30	1.10	9.80	5.30					7.07	6.87	5.26
M2	16/04/2010	48.31	141.44	271.17	0.05	0.52	1.28	0.11	0.10	0.18		0.08	54.66	50.49	1.68	4.21	4.83	1.87	9.50	6.17	0.21	0.58	0.81	0.97	8.14	7.12		
M3	28/04/2010	84.4	65.36	41.55	0.68	2.59	2.30	0.23	0.09	0.20	0.12	0.17	0.15	95.40	45.60	8.09	1.88	4.35	3.50	6.00	6.83	0.39	1.34	0.85	10.12	7.67	7.82	
M4	07/05/2010	275.24	206.93	141.58	0.71	0.91	0.35	0.15	0.24	0.18	0.40		7.20	56.90	67.00	2.09	1.24	2.34	0.83	6.67	3.83	0.32	1.13	0.78	10.02	7.11	7.76	
M5	21/05/2010	224.61	173.05	195.5	0.47	0.70	0.44	0.14	0.08	0.15	0.26	0.13	1.76	64.00	46.90	78.45	1.85	0.62	0.10	2.33	6.20	6.00	0.64	3.82	1.29	10.18	7.98	7.69
M6	04/06/2010	136	122.22	147.19	0.05	2.12	0.39	0.10	0.31	0.12	0.14	0.32	0.61	56.70	46.40	56.62	0.74	2.04	3.15	3.80	9.00	6.60	0.44	0.41	0.71	9.81	7.33	7.13
M7	18/06/2010		42.11	81.5		2.27	4.58		0.17	0.23		0.26	0.18		34.70	39.06		1.48	4.37		6.33	9.80	0.69	0.90	0.88		7.02	5.07
M8	12/07/2010	142.38		254.10	1.13	3.42	2.20	0.11	0.11	0.46	0.58	1.01	0.39	43.80	65.80	76.59	0.42	7.80	1.87	3.83	11.67	5.17		0.92	1.38	11.23	7.26	7.15
M9	23/07/2010	37.77	27.59	107.10	2.09	1.35	3.44	0.04	0.16	0.23	0.73	0.91	0.88	48.30	55.40	45.43	0.36	2.92	1.62	0.13	4.00	4.33	0.64	0.69	0.78	6.46	5.04	4.23
M10	04/08/2010	53.60	38.90	55.87	1.74	2.56	5.18	0.07	0.23	0.14	0.23	0.24	0.13	125.50	70.00	116.55	0.61	2.02	0.61	3.29	8.50	7.50	0.88	0.32	0.53	6.72	4.46	4.11
M11	20/08/2010	225.99	57.94	130.84	2.99	5.50	7.11	0.03	0.23	0.12	0.52	8.44	0.32	72.31	68.10	97.91	0.61	0.42	21.82	2.67	7.00	3.67	0.55	0.58	0.85	9.12	6.73	4.71
M12	02/09/2010	169.03	109.82	125.46	0.96	2.18	6.47	0.12	0.19	0.57	0.22	0.56	0.89	54.75	78.74	62.25	0.87	2.26	2.52	5.50	4.00	9.00	0.51	1.22	1.36	8.19	5.45	5.59
M13	17/09/2010	521.28	386.47	322.61	2.66	3.91	8.22	0.05	0.04	1.17	0.85	1.40	3.22	50.80	98.40	78.05	0.19	0.22	0.18	3.29	12.83	15.50	0.51	1.22	1.36	6.35	5.68	5.55
M14	26/10/2010	297.39	230.65	278.33	1.15	2.88	5.08	0.10	0.25	0.46	0.17	0.30	0.58	31.90	97.60	99.34	0.69	0.40	0.34	1.38	8.17	6.17	0.94	1.01	1.57	9.64	7.82	6.95
M15	11/11/2010	336.33	243.37	317.26	2.63	1.21	1.20	0.04	0.12	0.11	0.35	0.48	0.69	76.70	90.80	63.12	0.41	0.63	0.46	2.71	11.17	8.17	0.46	0.21	0.18	9.25	7.70	6.46
M16	03/12/2010	53.97	33.93	33.27	0.73	5.97	1.61	0.08	0.24	0.26	0.17	0.74	0.71	86.81	63.15	76.93	0.07	0.34	0.39	1.75	1.80	11.75	0.37	0.23	0.37	10.23	8.02	8.04
M17	16/12/2010	151.18	57.55	58.69	1.15	1.88	2.16	0.12		0.39	0.31	0.63	0.43	34.89	38.66	46.11	0.10	0.30	0.78	14.75	7.13	9.00	0.32	0.64	0.32	10.24	8.38	8.05
M18	27/12/2010	53.26	52.36	47.85	1.14	1.46	2.43	0.12	0.20	0.41	0.66	0.76	0.81	20.00	58.90	80.43	0.13	0.10	0.30	8.75	12.25	16.75	0.28	0.21	0.28	9.78	8.19	7.16
M19	14/01/2011	312.75	292.37	271.30	0.89	1.32	1.11	0.12	0.14	0.13	0.18	0.19	0.34	62.11	87.91	72.89	2.88	0.34	1.33	9.38	3.00	5.25	0.62	0.58	1.15	9.49	7.69	7.57
M20	28/01/2011	305.27	220.31	270.12	1.66	2.65	7.23	0.15	0.29	1.07	0.41	0.76	1.60	64.82	57.18	87.21	0.95	0.35	0.52	8.83	10.17	7.33				7.60	7.26	7.52
M21	10/02/2011	357.71	220.31	348.19	1.26	1.45	2.21	0.08	0.02	0.26	0.59	0.57	0.43	54.08	42.60	36.91	0.82	0.32	0.10	4.14	2.60	0.80	0.25	2.30	0.16	9.17	7.76	6.73
M22	21/02/2011	526.19	542.67	458.93	1.32	1.59	1.97	0.28	0.24	0.25	0.44	0.61	0.74	43.58	26.34	40.05	1.30	1.01	0.81	16.00	8.50	5.67	1.01	0.92	1.04	11.03	8.79	8.19
M23	10/03/2011	276.78	191.91	148.34	1.11	1.57	0.91	0.08	0.16	0.13	1.47	1.48	2.05	69.11	33.34	31.27	0.54	0.89	3.05	0.67	4.00	3.67	0.35	0.14	1.54	7.66	9.88	8.33
M24	22/03/2011	464.61	463.46	469.22	0.77	1.02	2.57	0.18	0.14	0.35	0.25	0.17	0.35	94.29	143.37	146.50	0.08	0.07	0.41	1.67	2.29	5.00	0.23	0.21	1.50	8.88	7.20	6.12
M25	12/04/2011	293.87	234.94	351.4	0.11	0.11	0.04	0.12	0.10	0.12	1.23	1.32	2.18	41.09	23.52	35.14	3.67	3.67	27.03	5.50	7.75	47.00	0.78	0.67	2.88	11.43	6.94	7.88
M26	05/05/2011	283.37	174.33	288.86	3.50	1.96	2.93	0.10	0.14	0.17	0.21	0.19	0.35	33.90	75.10	46.50	0.09	0.07	0.23	8.31	19.13	6.57	0.48	0.35	0.35	7.90	7.00	5.05

Tabla 4.1.7 Variación temporal de la concentración de nutrientes, clorofila a, sólidos en suspensión, materia orgánica disuelta coloreada y oxígeno disuelto en el punto de vertido de las acequias al Puerto de Gandía. CH1: Acequia Molí; CH2: Acequia Rei-Nova y CH3: Acequia Auir.

Los valores de DSi observados estuvieron comprendidos entre 7.20 μM y 146.50 μM . La acequia Auir presentó los valores más elevados con una concentración media de 65.71 μM . Las concentraciones más elevadas de silicatos se dieron el 4 de agosto de 2010 (125.50 μM) y el 22 de marzo de 2011 (146.50 μM).

Por último, la clorofila *a* presentó valores comprendidos entre 0.07 $\mu\text{g l}^{-1}$ y 27.03 $\mu\text{g l}^{-1}$. Los valores de clorofila *a* fueron más elevados en la acequia Auir llegando a alcanzar valores de 21.83 $\mu\text{g l}^{-1}$ y 27.03 $\mu\text{g l}^{-1}$ el 20 de agosto de 2010 y el 12 de abril de 2011, respectivamente. Como se puede observar en la figura 4.1.6 su concentración es menor en el periodo de octubre a febrero.

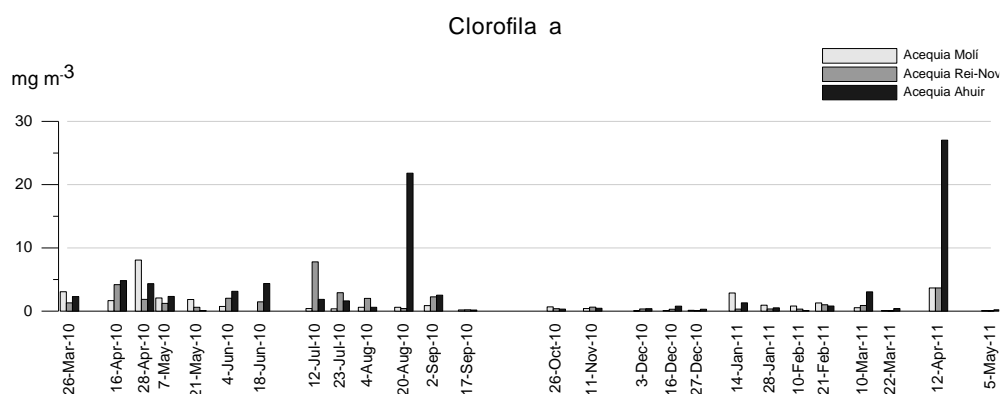


Fig. 4.1.6 Variación temporal de la clorofila *a* en las acequias.

APORTES DE NUTRIENTES POR PARTE DE LAS ACEQUIAS AL PUERTO

A partir de los registros obtenidos de caudales así como de los diferentes nutrientes analizados se realizó una estimación de los aportes de nutrientes llevados a cabo por estos canales al puerto de Gandía. En cuanto a los aportes de N, se optó por la estimación de los aportes de las diferentes formas de nitrógeno de forma conjunta (aportes DIN) puesto que los valores obtenidos por Sebastia *et al.* (2012b) mostraron que los aportes de amonio y nitrito eran prácticamente despreciables respecto a los aportes de nitratos. Del total de aportes de DIN un 99.2% correspondían a nitratos, un 0.5% a nitritos y un 0.5% a amonio (Sebastiá *et al.*, 2012b).

Como se puede observar en las tablas 4.1.8 y 4.1.9 las descargas de las acequias al puerto presentaron una carga muy importante de DIN y DSi, y menos importante, en términos cuantitativos, de TP y DIP.

	Carga media (kg/día)	Carga máxima (Kg/día)
DIN	123.80	430.50
DSi	55.70	266.97
TP	1.10	7.40
DIP	0.20	0.60

Tabla 4.1.8 Aportes medios y máximos de nutrientes de las acequias al puerto

campaña	aportes DIN	aportes N-amoniacoal	APORTES TP	APORTES DIP	APORTES Dsi
26-mar.-10	53099	719	688	183	26461
16-abr.-10	154235	573	294	37	109294
28-abr.-10	64408	1881	388	217	107247
7-may.-10	138635	472	261	252	39744
21-may.-10	148111	466	880	236	90589
4-jun.-10	93775	1314	484	452	71572
18-jun.-10	45210	2338	471	350	62043
12-jul.-10	27690	758	497	123	37115
23-jul.-10	30026	1273	1397	232	76941
4-ago.-10	36114	2246	451	431	123674
20-ago.-10	94522	3447	7399	236	105491
2-sep.-10	36532	553	194	114	25821
17-sep.-10	97187	747	571	21	34887
26-oct.-10	53957	534	129	102	35537
11-nov.-10	156092	807	650	155	109581
3-dic.-10	25256	3319	922	302	80224
16-dic.-10	3925	30	18	7	1803
27-dic.-10	45007	1702	1490	590	115248
14-ene.-11	312504	1325	575	325	176535
28-ene.-11	408404	7332	3951	2175	229808
10-feb.-11	139898	795	708	38	50218
21-feb.-11	201705	569	469	207	23245
10-mar.-11	136120	966	2639	231	52197
22-mar.-11	430452	1287	444	395	266967
12-abr.-11	90179	53	3242	199	50238
5-may.-11	196455	2187	465	323	150846

Tabla 4.1.9 Aportes de nutrientes de las acequias al puerto (g día⁻¹).

APORTES DE DIN

El aporte medio de DIN llevado a cabo por las cuatro acequias de forma conjunta es de 123.80 kg día⁻¹ y durante el estudio ha llegado a alcanzar un máximo de 430.50 kg día⁻¹. La acequia que presentó un mayor aporte de DIN a la instalación portuaria fue la acequia Rei-Nova con un valor medio de 78.87 kg día⁻¹, y un valor máximo de 310.99 kg día⁻¹ alcanzados el 22 de marzo de 2011. Los aportes de esta acequia son significativamente superiores ($p < 0.05$) que los de las otras dos acequias (fig. 4.1.11).

Si observamos la fig. 4.1.7 destacan los aportes del 28 de enero de 2011, el 10 y 21 de febrero de 2011 y el 22 de marzo del mismo año. La figura 4.1.12 nos muestra como los mayores aportes de DIN se producen en invierno tardío (febrero) y primavera. En cuanto a los aportes de N-amoniacoal destacan los aportes del 28 de enero, el 4 y 20 de agosto y el 3 de diciembre, principalmente por la acequia Rei-Nova. El test de correlación de Spearman muestra una correlación significativa positiva moderada entre las precipitaciones previas y los aportes de N-amoniacoal al Puerto. ($p < 0.05$; $R_s = 0.5335$).

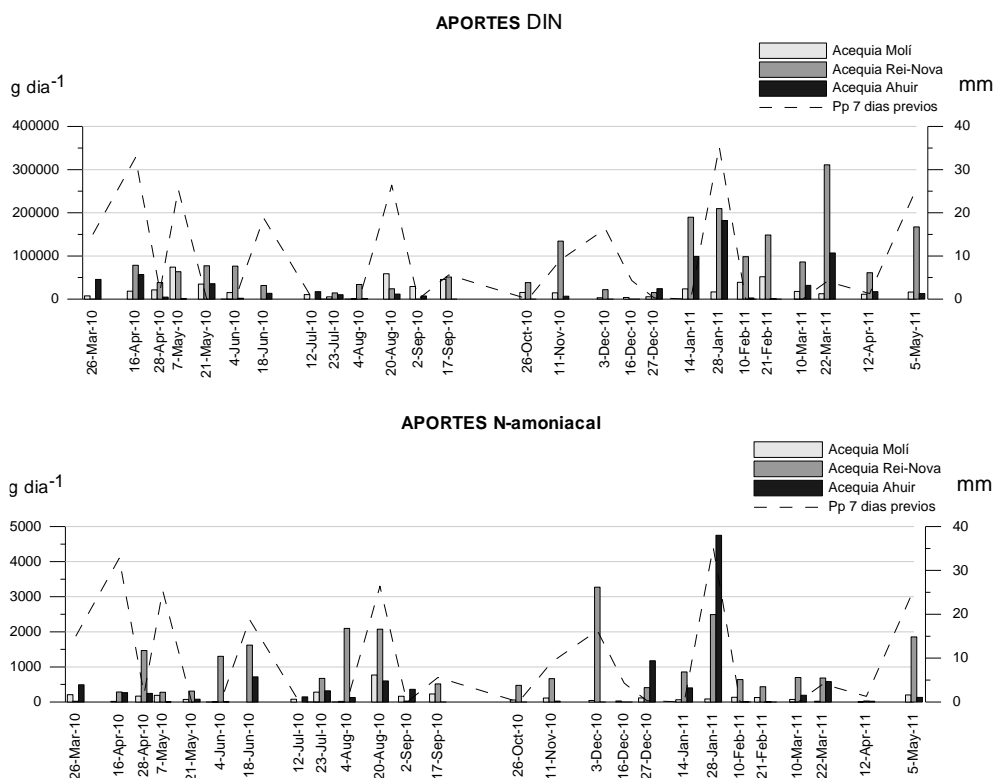


Fig. 4.1.7 Variación temporal de los aportes de DIN y N-amoniaco de las acequias.

APORTES DE DSi

El aporte medio de DSi llevado a cabo por los tres canales de forma conjunta fue de 55.70 kg día⁻¹ y durante los días de muestreo llegó a alcanzar los 266.97 kg día⁻¹. El canal de drenaje que presentó un mayor aporte de DSi fue la acequia Rei-Nova con un valor medio de 55.76 kg día⁻¹ y un valor máximo de 195.26 kg día⁻¹ alcanzado el 22 de marzo de 2011. Los aportes de esta acequia son significativamente superiores ($p < 0.05$) que los de las otras dos acequias (fig. 4.1.11). Si observamos la figura 4.1.8 destacan los aportes del 14 y 28 de enero de 2011, el 7 de mayo de 2011 y el 22 de marzo de 2011. La figura 4.1.12 nos muestra como los mayores aportes de DSi se producen en primavera.

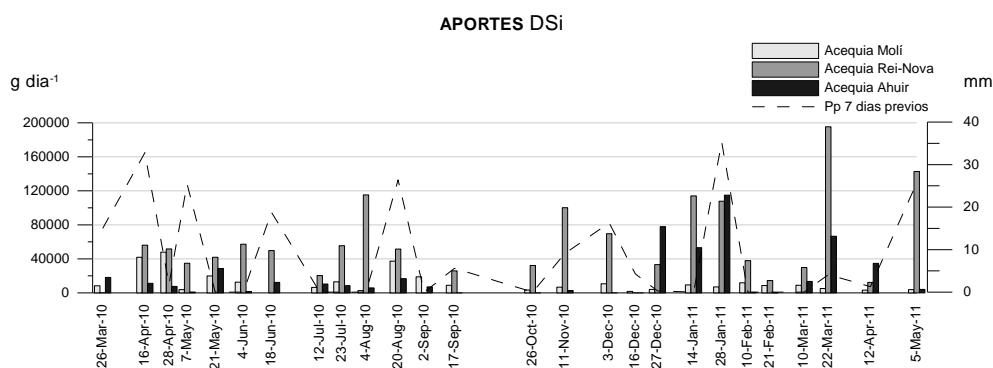


Fig. 4.1.8 Variación temporal de los aportes de DSi de las acequias.

APORTES DE TP y DIP

Los aportes totales de TP llevados a cabo por las acequias al puerto tuvieron un valor medio de 1.10 kg día^{-1} y llegó a registrar valores de 7.40 kg día^{-1} . Por otro lado, los aportes de DIP registraron un valor medio de 0.20 kg día^{-1} y un valor máximo de 0.60 kg día^{-1} . En ambos casos, al igual que en los aportes anteriores, la acequia con mayor carga fue la acequia Rei-Nova con un valor medio de 0.72 kg día^{-1} de TP y 0.18 kg día^{-1} de DIP. Los aportes de esta acequia son significativamente superiores ($p < 0.05$) que los de las otras dos acequias para ambos nutrientes (fig. 4.1.9 y fig. 4.1.10).

El 20 de agosto de 2011 se produjo el mayor aporte de TP 7.4 kg día^{-1} (fig 4.1.9), este aporte vino condicionado principalmente por el aporte de la acequia Rei-Nova.

Los aportes más importantes se dieron generalmente en periodos de fertilización (fig 4.1.10) y especialmente asociados a periodos de precipitaciones.

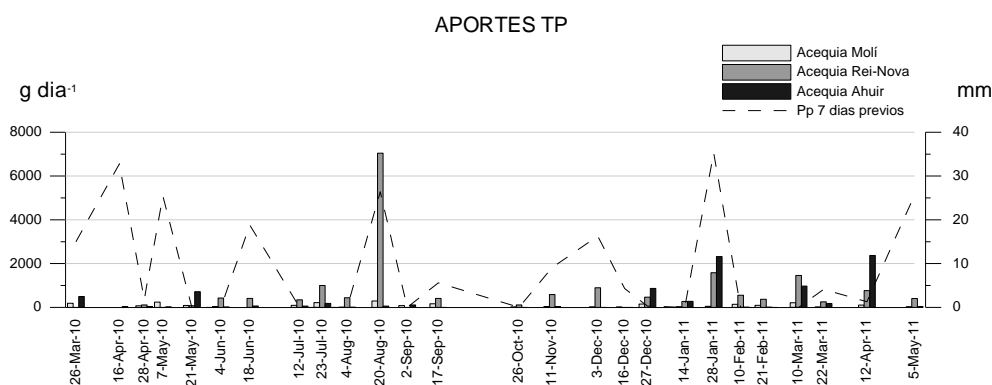


Fig. 4.1.9 Variación temporal de los aportes de TP de las acequias.

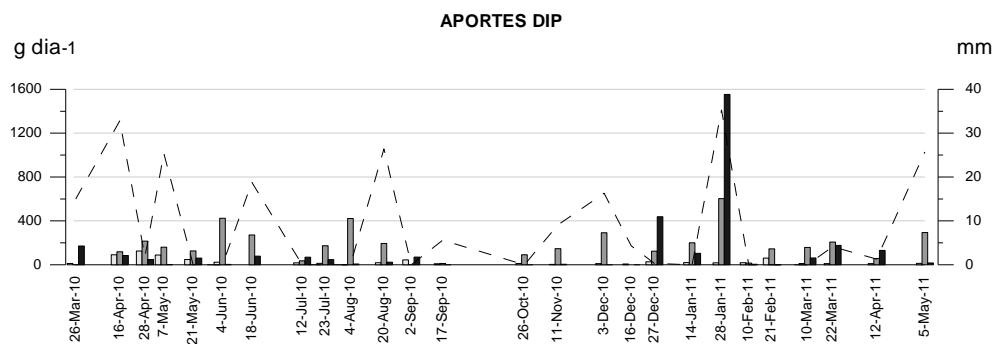


Fig. 4.1.10 Variación temporal de los aportes de DIP de las acequias.

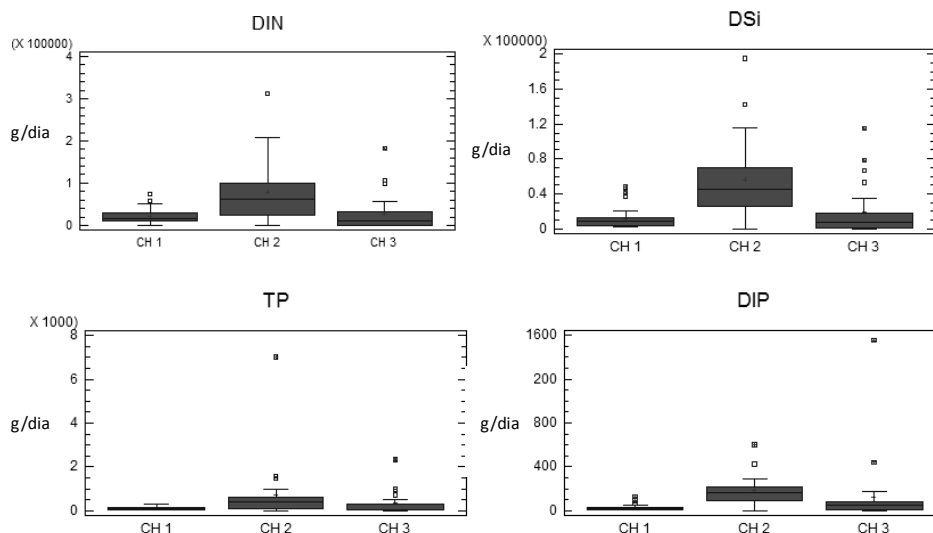


Fig 4.1.11 Diagramas box-whisker de los aportes de las acequias. CH1: Acequia Molí; CH2: Acequia Rei-Nova y CH3: Acequia Auir.

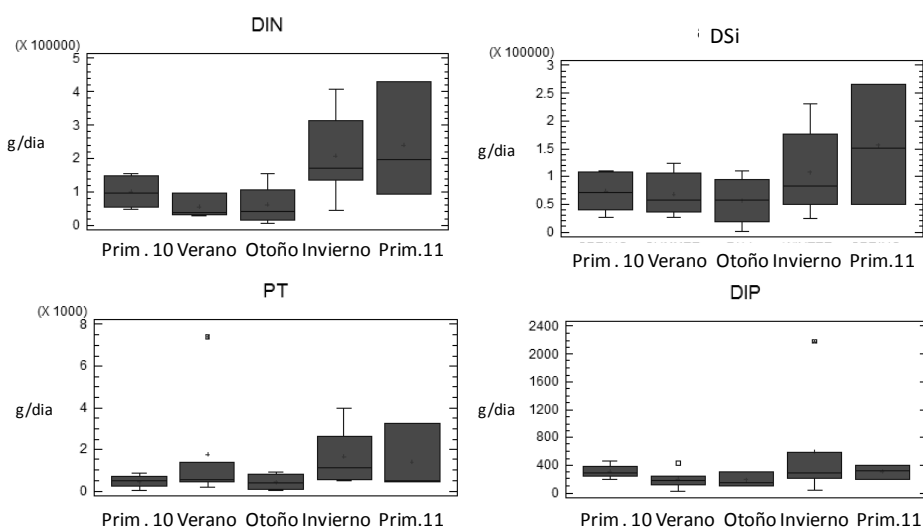


Fig. 4.1.12 Variación estacional de los aportes de nutrientes de las acequias.

4.1.4 Discusión.

Climáticamente, la temperatura atmosférica durante el periodo de estudio, presentó una evolución estacional muy definida con un valor mínimo de 0.4 °C en diciembre de 2010 y un máximo de 38.2 °C en agosto del mismo año. Coincidiendo con el estudio realizado por Soler (1996) en el golfo de Valencia, la evolución temporal del número de horas así como de la radiación solar, sigue también la pauta propia de estas latitudes en el continente europeo. La región mediterránea recibe un 20% más de radiación solar que latitudes similares en el océano Atlántico. (Bishop y Rossow, 1991; Ribera d'Alcalà *et al.*, 2004). Según Lips y Lips (2010) gran parte de la variación temporal del fitoplancton en los estuarios puede estar relacionada con las variaciones en la disponibilidad de la luz (Cloern, 1987) y la radiación solar.

En relación con el viento, la distribución y orientación de los vientos dominantes siguen un marcado patrón estacional. Así los vientos del NNE-NE y brisas soplaron en primavera y verano; las brisas se producen por las diferencias de temperaturas entre la tierra y el mar, ya que poseen características termorreguladoras diferentes: la tierra se calienta y se enfría más deprisa que el mar. La brisa diurna surge por el mayor calentamiento que sufre la tierra durante el día frente al mar, y por tanto se origina una circulación de mar a tierra (SE). La brisa nocturna sopla en sentido contrario, a causa del enfriamiento nocturno más lento del mar. Por su parte, los relieves de la zona y su proximidad al mar refuerzan el mecanismo de funcionamiento de las brisas. Por otro lado, en el otoño e invierno no se dispara este mecanismo porque están bloqueados a causa de las bajas temperaturas de la tierra y el predominio de los vientos del SW-W.

Los vientos más fuertes se registraron al final del otoño y principios de invierno, ya que es la época de máxima dinámica atmosférica general. Puede decirse que en las estaciones de otoño e invierno, predominan los vientos de Oeste (Mistral, NO, Poniente, Oeste y Lebeccio, SO). En primavera y verano, el dominio de las componentes Este (Levante, E, Gregal, NE y Siroco, Garbí en la zona, SE) es notable, consecuencia tanto de la mayor temperatura diurna terrestre con respecto al mar, puesto que esta situación favorece la formación de brisas (Garbí), como por el hecho que la circulación del Oeste se ve interrumpida por el ascenso de las altas presiones tropicales. Las corrientes marinas del sur creadas por la acción de este viento dominan en la costa de Gandía en verano (CEDEX, 1997, Gadea *et al.*, 2013), lo que causa la entrada de agua de mar y un ambiente turbulento en la zona de la bocana de la instalación portuaria debido a la orientación del canal de entrada del puerto (Gadea *et al.*, 2013). Por otro lado, el espigón del puerto reduce el impacto de las corrientes del noreste, que predominan en la zona en otoño, invierno y primavera (CEDEX, 1997), como consecuencia, se produce una reducción en el hidrodinamismo y en el tiempo de residencia en la Playa de Venecia (Sebastiá *et al.*, 2012b; Gadea *et al.*, 2013), ubicada al sur del mismo y donde desemboca el río Serpis.

El río Serpis es un típico río mediterráneo, sujeto a las singularidades hidrológicas de este clima, y un régimen fluvial que causa condiciones cambiantes de caudal y de las condiciones físicas y químicas de forma estacional (Torrecilla *et al.*, 2005). Según Pulido-Velázquez (2011) la descarga media anual de este río es de $3 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ y según los datos de los aforos del SAIH de la Confederación Hidrográfica del Júcar ubicados a 20 km de la desembocadura del mismo, el caudal del río Serpis en los días de muestreos estuvo comprendido entre 0 y $5.65 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. Este río debe presentar un caudal ecológico de $1 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (Garófano *et al.*, 2009). Como se observa en los datos registrados, este caudal no es siempre respetado en su tramo final, probablemente como consecuencia de los diversos azudes y canales para riego agrícola que se dan en este tramo. Coincidiendo con Sebastiá *et al.* (2012), según los datos registrados por el SAIH, este río presenta un periodo húmedo en primavera y un periodo seco en verano, pero los datos de salinidad medidos en la desembocadura del río en la playa Venecia no muestran esta variación estacional e indican un aporte continuo de agua dulce al mar. Los valores más bajos se dieron en las estaciones lluviosas, con valores de 27.8 g l^{-1} en otoño y 30.2 g l^{-1} en primavera, probablemente por los episodios de precipitaciones que tuvieron lugar en los días previos a los muestreos. Debe tenerse en

cuenta que aguas abajo de los aforos del SAIH, el caudal puede verse alterado por los aportes de escorrentía de su cuenca en el último tramo y cuando la capacidad de la depuradora es excedida bien por el aumento de la población durante el periodo estival o por los episodios puntuales de fuertes precipitaciones, ya que no existe separación de aguas pluviales y residuales en la red de alcantarillado del municipio de Gandía y esta agua no tratada es vertida a través de los aliviaderos de la EDAR al río. Según Molinos-Senante *et al.* (2011), durante la estación estival, las descargas de aguas residuales al río Serpis pueden suponer más del 90% del caudal del río. Según Torrecilla *et al.* (2005), estas descargas de aguas residuales pueden causar problemas de calidad del agua en ríos, algo que es especialmente relevante en los ríos mediterráneos por las singularidades hidrológicas del clima mediterráneo y el régimen fluvial.

Debe tenerse en cuenta que la entrada de nutrientes en ecosistemas con poca renovación del agua como es el caso de la playa de Venecia puede dar lugar a problemas de deterioro de la calidad del agua. Los episodios de tormentas pueden ocasionar en sistemas de colectoras combinados de aguas pluviales y residuales el vertido de aguas no tratadas al mar, la importancia de estos aportes en la calidad del agua ha sido reconocida en el anexo I de la Directiva 91/271/EEC.

El río Vaca, desemboca en la playa l'Auir y recibe cerca de su desembocadura los aportes del tramo septentrional de acequia Auir cuando su flujo es bombeado por la comunidad de regantes del Marjal de la Safor, un aumento del caudal de esta acequia en julio de 2009 por las actividades de riego puede justificar el caudal observado en el mismo y los bajos valores de salinidad registrados en la desembocadura (32.6 g l⁻¹). Normalmente, este río no presenta caudal en su desembocadura debido a la existencia de multitud de barreras físicas en la cuenca baja dispuestas paralelamente al litoral, especialmente la autopista AP-7, la carretera nacional N-332, y la línea de ferrocarril Valencia-Gandía, las cuales limitan la capacidad de drenaje del río, así como una barrera de arena de entre 120 y 200 m de longitud. El bajo valor de salinidad registrado en el muestreo de otoño de 2010 en la zona de desembocadura, dado que no se observó un caudal superficial podría ser debido a los aportes de agua subterránea procedentes del acuífero, ya que según Ballesteros-Navarro (2003), existe una zona de descarga subterránea situada al final de la zona urbanizada de la costa de Gandía, situada en la playa l'Auir, donde se producen salidas difusas debidas a la presión que ejerce el sistema acuífero.

El Puerto de Gandía recibe entradas de agua dulce de las acequias Molí, Rei, Nova y del tramo meridional de la acequia Auir. Las acequias Rei y Nova se unen en sus últimos metros desembocando en una única salida al Puerto, este hecho junto con que por ambas discurre el agua subterránea extraída directamente con bombas por la Asociación de Regantes “Los Marjales de la Ciudad de Gandía”, hace que su caudal sea mayor que el de las otras dos acequias. Los resultados muestran que no siempre un aumento en el caudal de los canales es consecuencia de las precipitaciones ocurridas durante los días previos al muestreo. Estos eventos de precipitaciones producen escorrentía superficial o un aumento del bombeo para descender el nivel freático del acuífero con el objetivo de evitar problemas de asfixia radicular de los cultivos o de inundación de las zonas urbanizadas. Los aumentos de caudal pueden ser ocasionados también por el flujo de retorno del bombeo

del acuífero para la aplicación de los riegos de fertilización que se realizan durante el invierno tardío y primavera, y los riegos que se realizan durante julio y agosto para la satisfacer los requerimientos hídricos de los cultivos y que coinciden con el tratamiento fitosanitario contra la cochinilla y el pulgón. Los caudales más bajos de la red de drenaje se dieron en septiembre, coincidiendo con los datos registrados por Rodrigo *et al.* (2001) y Sebastián *et al.* (2012b).

Los valores de sólidos en suspensión y materia orgánica disuelta coloreada son mayores en las acequias Rei-Nova y Auir, probablemente por la menor velocidad de la corriente, llegando ésta a ser en algunos casos nula incluso llegándose a producir intrusión del mar en la zona de descarga. La baja velocidad del agua favorece la acumulación de material en suspensión y en descomposición. Los valores más bajos de oxígeno en la red de drenaje se dieron en los meses estivales, esta disminución en la concentración de oxígeno en verano (desciende hasta 4 mg l^{-1}) y es consecuencia, según Mitsch y Gosselink (2000), de las altas temperaturas, de la bajada de nivel del agua en el marjal y la mortandad de macrófitos, cuya descomposición lleva asociada el consumo de oxígeno.

Los valores de DIN en las acequias fueron muy elevados, oscilando entre $28.94 \mu\text{M}$ y $544.26 \mu\text{M}$. Las mayores concentraciones se dieron en los meses de febrero y marzo, coincidiendo con los periodos de fertilización, y en septiembre (después del estío), cuando según Viñals *et al.* (2001) la concentración de nutrientes en el marjal es más elevada.

Coincidiendo con Gadea, 2009 y Sebastián *et al.* (2012b) alrededor del 90% del nitrógeno de estas aguas superficiales de los canales se encontraba en forma de nitratos. Según Viñals *et al.* (2001) la elevada concentración de nitratos tanto de las aguas superficiales del Marjal como del acuífero de la Plana Gandía-Denia son consecuencia de la agricultura intensiva llevada a cabo durante décadas en el marjal de la Safor. Debido a estas prácticas agrícolas, los niveles de nitratos en el acuífero detrítico ha excedido el límite de 50 mg l^{-1} establecido por la directiva nitratos (Directiva 91/676/EEC) y la zona ha sido declarada zona vulnerable de contaminación por nitratos.

Durante los meses estivales también se alcanzan las mayores concentraciones de amonio consecuencia del descenso del nivel de agua en el marjal y la descomposición de macrófitos, así como por el vertido de aguas residuales de las viviendas que se encuentran en el mismo, que carecen de sistema de alcantarillado y que son ocupadas principalmente durante estos meses. Estos vertidos, junto con el de varias fincas ganaderas son más comunes en las acequias Nova y Rei. Por otro lado, la acequia Auir actúa como colector de las aguas desbordadas del alcantarillado del sector de la playa de Gandía, algo que ocurre en el periodo estival, consecuencia del aumento poblacional.

La concentración de DSi en la red de drenaje del Marjal es muy elevada y está comprendida entre $7.20 \mu\text{M}$ y $146.50 \mu\text{M}$. La fuente de entrada de silicatos a la red es a través de la escorrentía superficial que aporta silicatos en forma particulada y disuelta, y por otro lado por el bombeo del agua subterránea del acuífero detrítico Gandía-Denia, agua rica en silicatos debido a la lixiviación de sílice biogénica de las gramíneas del Marjal (Conley, 2002). Asociados al bombeo para el riego y la fertilización serían las elevadas concentraciones registradas 4 de agosto de 2010 y el 22 de marzo de 2011 coincidiendo

también con picos de caudal y de concentración de DIN. La concentración elevada del 28 de enero de 2011 sería consecuencia de la escorrentía superficial producida por las fuertes precipitaciones de los días previos y el bombeo realizado para descender el nivel freático.

Los valores de TP son ligeramente superiores en los meses de invierno tardío y primavera coincidiendo con la fertilización de los campos de cultivo, tal y como fue observado por Sebastía *et al.* (2012b), y a finales de verano como fue observado por Rodrigo *et al.* (2001). Los valores más elevados de fósforo 8.44 μM de TP (0.23 μM DIP) se dieron el 20 de agosto de 2010 coincidiendo con los riegos llevados a cabo en agosto y la aplicación del tratamiento de la cochinilla mediante organofosforados. A lo anterior se sumó un episodio de fuertes precipitaciones previas y los aportes puntuales de aguas residuales de las viviendas ubicadas en el marjal. Un comportamiento prácticamente análogo al del TP se observa en la clorofila *a*, con valores más elevados en la época de fertilización y de aplicación de fitosanitarios, y concentraciones menores durante el otoño y el invierno, cuando no se llevan a cabo estas tareas y las temperaturas son menores.

El aporte medio de DIN llevado a cabo por la red de drenaje del Marjal de la Safor al puerto durante el estudio fueron de 123.80 kg dia^{-1} y llegó a alcanzar un máximo de 430.50 kg dia^{-1} . Los aportes más elevados se dieron durante el periodo de fertilización (invierno tardío y primavera). Sin embargo, el 28 de enero del 2011 los aportes también son elevados, no es época de fertilización, por lo que este aumento podría ser debido a la escorrentía superficial por las precipitaciones previas al día de muestreo y al bombeo de agua del acuífero, rica en nitratos, con el objetivo de evitar la subida del nivel freático y por tanto, la inundación de las zonas cultivadas y urbanizadas así como problemas de asfixia radicular de los cítricos.

La acequia que presentó un mayor aporte de DIN a la instalación portuaria fue la acequia Rei-Nova con un valor medio de 78.87 kg dia^{-1} y un valor máximo de 310.99 kg dia^{-1} alcanzados el 22 de marzo de 2011. Los aportes de esta acequia son significativamente superiores ($p < 0.05$) que los de las otras dos acequias, probablemente porque es el vertido fruto de la unión de dos canales. Además, las acequias Rei y Nova están reguladas directamente por la Comunidad de Regantes La acequia Rei recoge directamente el agua bombeada por la comunidad de regantes y atraviesa el Ullal de Baltasar, principal abastecedor del Marjal (Rodrigo *et al.*, 2001), el Ullal de la Obra y el Ullal Fosco, todos ellos regulados. Ambas acequias recogen el excedente de riego de la mayor parte de la superficie de cultivo de la parte meridional del marjal a través de la red secundaria de acequias.

Aunque la variación estacional de los aportes de DSi no es tan marcada como en el caso de los aportes de DIN, ambos aportes presentan un comportamiento prácticamente análogo durante todo el periodo de estudio, condicionado principalmente por el bombeo de agua del acuífero. El aporte medio de DSi llevado a cabo por la red de drenaje del Marjal de la Safor durante el estudio al puerto es de 55.70 kg dia^{-1} y ha llegado a alcanzar un máximo de 266.97 kg dia^{-1} el 22 de marzo de 2011, consecuencia de los riegos de fertilización de primavera, principalmente a través de la acequia Rei-Nova. Se alcanzaron los 229.81 kg dia^{-1} el 28 de enero a través de la acequia Auir tras unos días de fuertes precipitaciones, cabe recordar que la acequia Auir recoge el agua de diversas acequias del

Marjal que recogen agua de escorrentía del área montañosa adyacente, lo que justificaría estos aportes elevados de DSi.

Los aportes de fósforo al puerto por parte de las acequias son muy inferiores a los de sílice y nitrógeno. El aporte medio de TP fue de 1.10 kg día^{-1} , alcanzando un máximo de 7.40 kg día^{-1} el 20 de agosto de 2010, siendo el aporte más importante el de la acequia Rei-Nova. Como se ha comentado, en estas fechas se realiza el tratamiento con organofosforados de la cochinilla y la semana previa al muestreo tuvieron lugar varios eventos de precipitaciones. La concentración de DIP en las acequias es ligeramente superior en esa fecha a la concentración media observada durante el periodo de estudio. El nutriente limitante en las acequias es el fósforo (Sebastiá *et al.*, 2012b). Esta llegada de fósforo por fitosanitarios a través de escorrentía superficial a las acequias, es rápidamente consumida y traducida en un incremento de biomasa fitoplanctónica (concentración de clorofila *a* $21.83 \mu\text{g l}^{-1}$) e incrementos de TP ($8.44 \mu\text{M}$) pudiendo también contribuir las temperaturas ambientales tan elevadas alcanzadas (30°C). Este aumento de los productores primarios fitoplanctónicos en verano fue observado en estas mismas acequias por Rodrigo *et al.* (2001) y Sebastiá *et al.* (2012b). El segundo aporte más importante de TP al puerto tuvo lugar el 28 de enero de 2011, este pico es apreciable tanto en la acequia Rei-Nova como en la acequia Auir y se corresponde con los valores más elevados de aportes de DIP producidos durante todo el periodo de estudio, sin embargo las concentraciones TP no fueron especialmente elevadas en relación con los datos registrados a lo largo del periodo de estudio. Estos aportes podrían ser justificados por el aumento de caudal consecuencia de las fuertes precipitaciones de los días previos (35.3 mm) y recogida por parte de la acequia Auir del agua desbordada del alcantarillado de la playa.

Viñals *et al.* (2001) en su trabajo de aplicación de índices bióticos a partir del estudio de macroinvertebrados en el marjal y Rodrigo *et al.* (2001) basándose en las concentraciones de TP y clorofila *a* valoraron el estado del Marjal como altamente eutrófico. Coincidiendo con Sebastiá *et al.* (2012b), en las últimas décadas, la regulación hídrica del humedal costero y la agricultura intensiva en el mismo ha aumentado la carga de nutrientes que llegan a partir de ellos a los ecosistemas costeros.

A partir de los datos obtenidos en este estudio se puede concluir que la zona costera de Gandía, especialmente el puerto, está sometida a un aporte importante de nutrientes derivados de la actividad humana, principalmente agrícola, llevada a cabo en el Marjal de la Safor. Hay que tener en cuenta que el carácter oligotrófico de las aguas del Mar Mediterráneo hace que las descargas de agua dulce así como la de sus nutrientes asociados juegan un papel clave en la productividad marina de las aguas receptoras (Ludwig *et al.*, 2009).

Una excesiva entrada de nutrientes antropogénicos puede dar lugar a efectos indeseables asociados con la eutrofización, como pueden ser proliferaciones algales tóxicas (HABs), y alteraciones en la composición natural de la comunidad de fitoplancton, lo que supondría un cambio en las redes tróficas del ecosistema y en la dinámica del ciclo de nutrientes (Paerl *et al.*, 2010).

Capítulo 4.2

Variación temporal y espacial de la calidad del agua y la comunidad de fitoplancton del Puerto de Gandia.



4.2.1 ESTACIÓN DE MUESTREO P1

A. CARACTERÍSTICAS FISICOQUÍMICAS

La temperatura del agua estuvo comprendida entre los 12.2°C registrados el 28 de enero de 2011 y los 27.5°C medidos el 23 de julio de ese mismo año. La variación de la temperatura es la característica del área mediterránea con máximos en los meses de julio y agosto y temperaturas mínimas en enero y febrero.

La salinidad presentó un mínimo de 11.4 g kg⁻¹ el 21 de mayo de 2010 y un máximo de 31.7 g kg⁻¹ el 3 de diciembre de 2010. La gráfica 4.2.1.b muestra como entre los meses de julio y diciembre la salinidad se mantiene más o menos estable entre 25 g kg⁻¹ y 32 g kg⁻¹. Pero desde enero hasta junio se observaron descensos muy acusados de salinidad de hasta 12 g kg⁻¹.

La figura 4.2.1.c muestra la variación del oxígeno disuelto. Los valores más bajos se dieron en los meses de junio, julio y agosto, con un valor mínimo de 3.5 mg l⁻¹ el 20 de agosto de 2010. Los valores más elevados se dieron en los meses de diciembre, enero, febrero y marzo con un máximo de 8.17 mg l⁻¹ el 27 de diciembre de 2010. La concentración media fue de 5.23 mg l⁻¹ durante el verano.

La penetración de la luz, medida con disco secchi, estuvo comprendida entre 0.3 m y 2.1 m. La gráfica 4.2.1.d muestra como la penetración medida es bastante constante a lo largo del estudio realizado, con dos descensos muy marcados de la misma. El más acusado fue el 26 de octubre de 2010, dejando el disco secchi de ser visible a los 30 cm de profundidad. El 28 de enero de 2011 la penetración de la luz medida fue de tan sólo 1 m y coincidió, como muestra la figura e, con la máxima concentración de sólidos en suspensión en este punto con 28.3 mg l⁻¹. El 7 de mayo de 2010 se dio la concentración más baja de éstos con 4.4 mg l⁻¹. La concentración de sólidos en suspensión tuvo un comportamiento muy variable durante todo el año al igual que la materia orgánica disuelta coloreada cuyos valores estuvieron comprendidos entre 0.01 m⁻¹ y 1.10 m⁻¹.

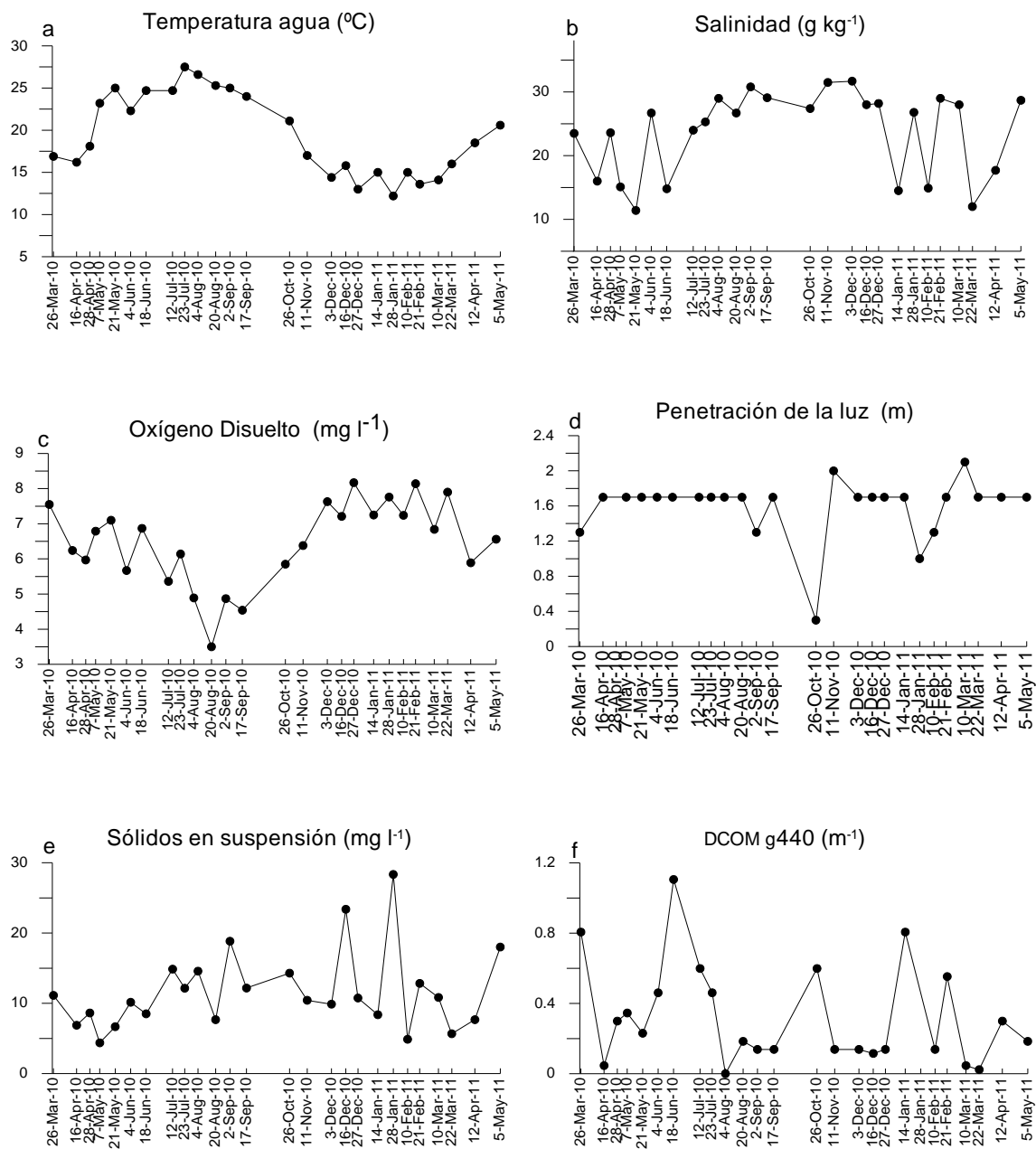


Fig. 4.2.1 Variación temporal de la calidad del agua en la estación de muestreo P1.

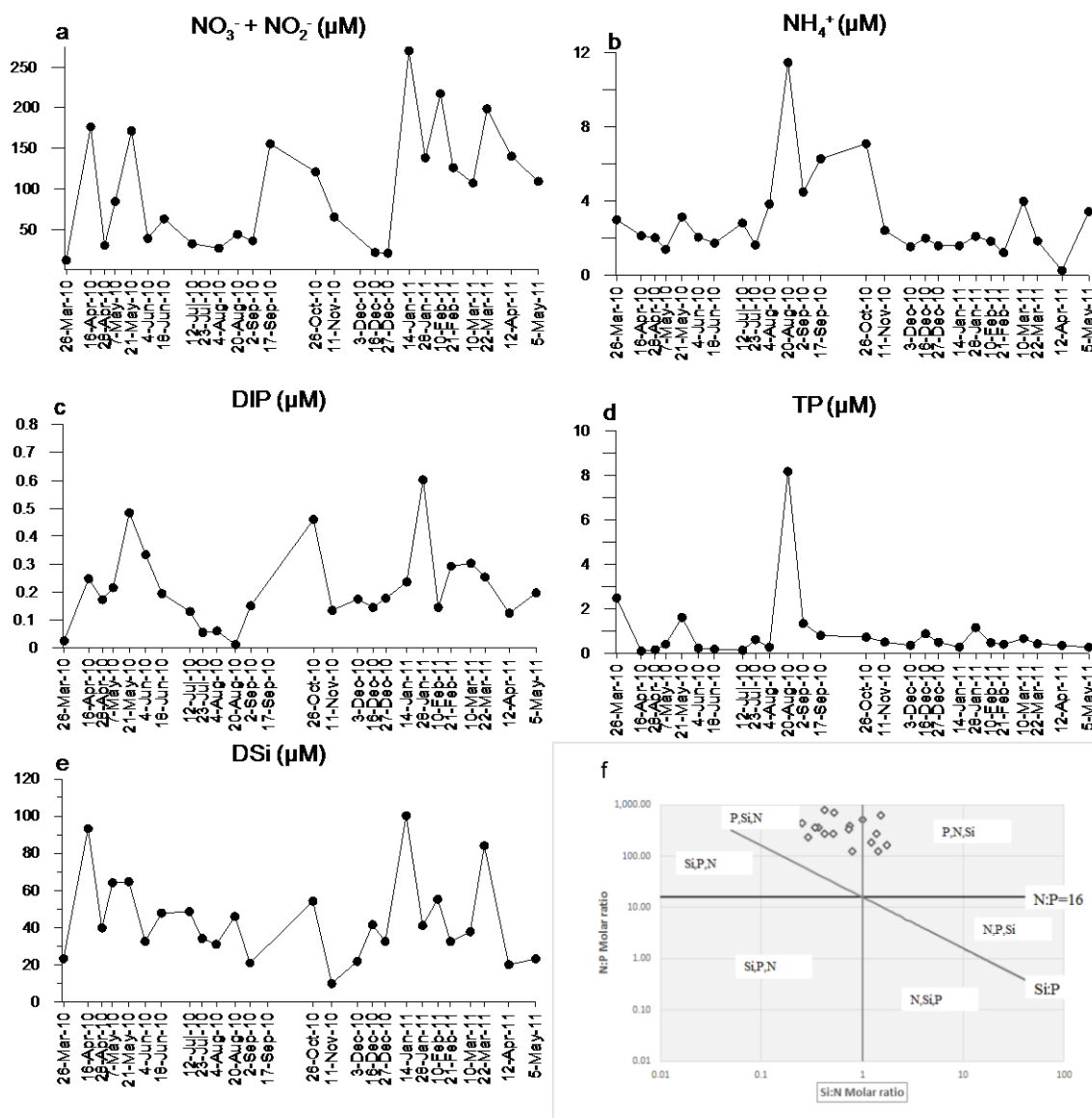


Fig. 4.2.2 Variación temporal de la calidad del agua (nutrientes) en la estación de muestreo P1 (nutrientes).

En cuanto a la concentración de la suma de nitratos y nitritos (fig. 4.5.2. a) el valor más bajo se dió el 26 de marzo de 2010 con $12.26 \mu\text{M}$ y la máxima concentración fue de $269.94 \mu\text{M}$ el 14 de enero de 2011. La concentración de amonio tuvo un comportamiento más estable con el tiempo con una concentración media de $2.97 \mu\text{M}$. La figura 4.5.1 b muestra un pico de concentración en la campaña del 20 de agosto de 2010 con $11.47 \mu\text{M}$ y valores por encima de $6 \mu\text{M}$ en los meses de septiembre y octubre. La concentración de fósforo total al igual que la de amonio presentó su máxima concentración el 20 de agosto (figura 4.2.1.d) con $8.18 \mu\text{M}$. Los valores para este nutriente variaron entre $0.11 \mu\text{M}$ y $8.18 \mu\text{M}$ siendo sus valores más comunes alrededor de los $0.50 \mu\text{M}$. La concentración de fósforo inorgánico disuelto estuvo comprendida entre $0.01 \mu\text{M}$ y $0.60 \mu\text{M}$. Las máximas concentraciones se dieron, como muestra la figura 4.2.1.c, el 28 de enero de 2011, el 21 de mayo de 2010 y el 26 de octubre de ese mismo año.

La sílice presentó concentraciones muy elevadas en todas las campañas con valores que fueron desde 9.81 μM a 100.16 μM . La máxima concentración se alcanzó en la campaña del 14 de enero. Otros picos de concentración (figura 4.2.2.e) se dieron el 16 de abril de 2010 y el 22 de marzo de 2011.

Como muestra la figura 4.2.2.f el nutriente limitante siempre en este punto ha sido el fósforo y como nutriente limitante secundario, en el 81% de los casos ha sido el sílice.

B. COMUNIDAD DE FITOPLANCTON

El número total de taxones identificados en esta estación de muestreo fue de 47 pertenecientes a 8 grupos de fitoplancton diferentes (tabla 4.5.1), el grupo con un mayor número de taxones diferentes fueron las diatomeas con 21, seguido de dinoflagelados con 10 y clorofíceas con 9. El mayor número de taxones diferentes se identificó en la campaña del 7 de mayo de 2010 con 23.

GRUPO	TAXONES
Dinoflagelados	10
Diatomeas	21
Euglenofitas	2
Clorofíceas	9
Prasinofíceas	1
Haptofitas	1
Rafidofitas	1
Crisofitas	0
Dictyocales	1
Criptofitas	0

Tabla 4.2.1. Número de taxones pertenecientes a cada grupo en la estación de muestreo P1.

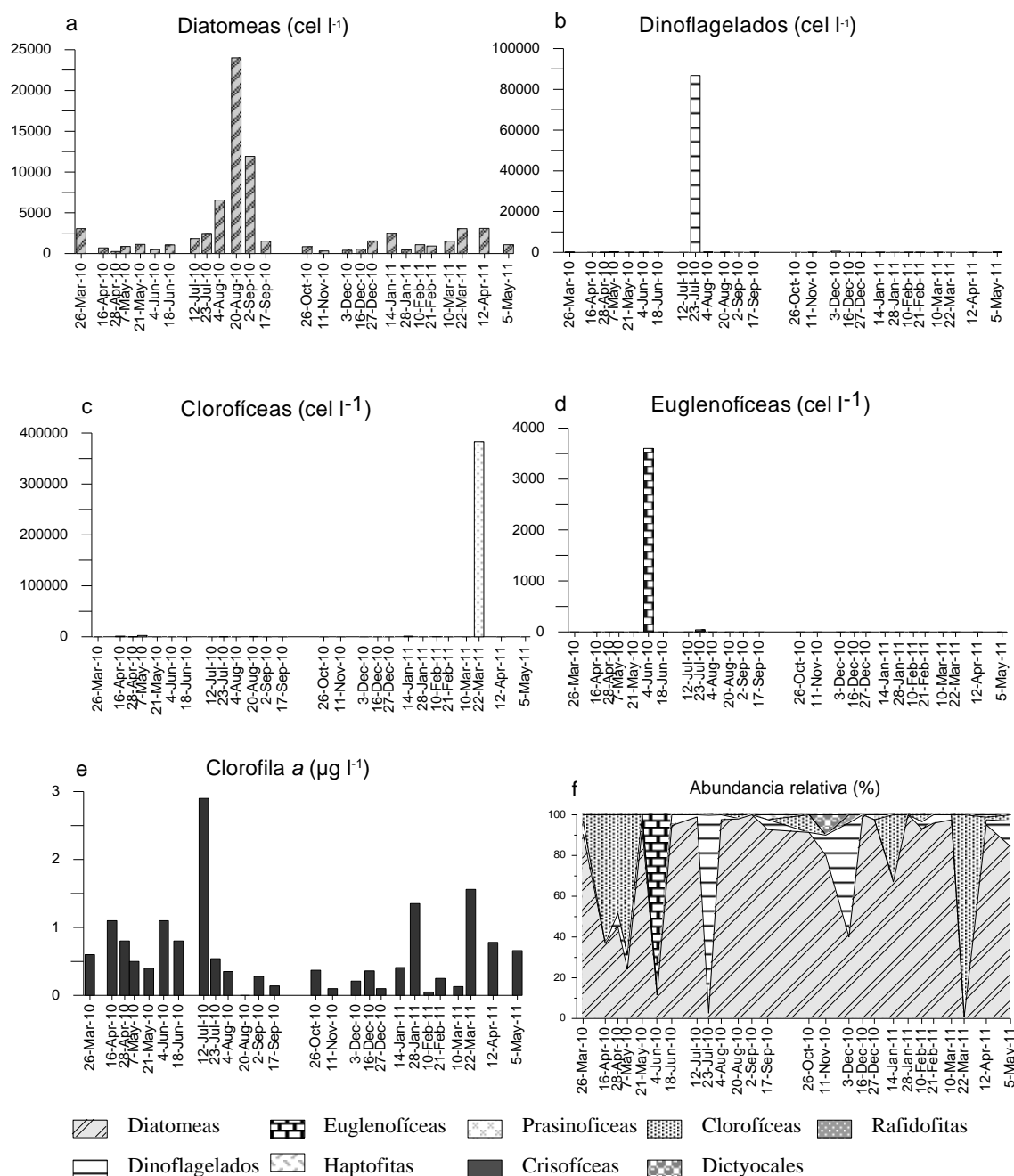


Fig. 4.2.3 Variación temporal de la comunidad de fitoplancton en la estación de muestreo P1.

La mayor abundancia celular alcanzada en esta estación fue de 386085 cel l⁻¹ y se alcanzó en la campaña de 22 de marzo de 2011. Dicha concentración vino dada por la elevada concentración de clorofíceas 382405 cel l⁻¹. La segunda campaña con una concentración elevada fue la del 23 de julio de 2010 con 89520 cel l⁻¹ y el grupo mayoritario fueron los dinoflagelados con 86800 cel l⁻¹, concentración dada por la proliferación de la especie *Peridinium quinquecorne*. Las diatomeas alcanzaron su máxima concentración el 20 de agosto de 2010 con 24000 cel l⁻¹, principalmente por individuos del género *Melosira*. El grupo de las euglenofíceas apareció únicamente en la campaña del 4 de junio de 2010 con una concentración de 3600 cel l⁻¹, suponiendo el 86.5% de la abundancia absoluta (figura 4.2.3.f).

El grupo con mayor abundancia relativa en la mayoría de las campañas realizadas fueron las diatomeas.

En cuanto a la clorofila *a*, esta presentó un pico el 12 de julio de 2010 con $2.9 \mu\text{g l}^{-1}$, el segundo valor más elevado se alcanzó el 22 de marzo de 2011 con $1.56 \mu\text{g l}^{-1}$ coincidiendo con la proliferación de clorofíceas (figura 4.2.3. e).

Los taxones que presentaron mayores densidades en esta estación de muestreo fueron las especies pertenecientes al grupo de las clorofíceas principalmente al género *Closterium*, el dinoflagelado *Peridinium quinquecorne* y las diatomeas del género *Melosira* y *Skeletonema costatum*. Sin embargo, estos taxones no fueron los que aparecieron con una mayor frecuencia. Los taxones más frecuentes fueron, por este orden, las diatomeas *Bacillaria paxillifer*, *Diploneis*, *Proboscia alata*, *Pleurosigma* y el género *Pseudo-nitzschia* así como los dinoflagelados de los géneros *Scrippsiella* y *Gymnodinium* y el género de clorofíceas *Closterium*.

A lo largo del estudio aparecieron 11 taxones tóxicos o potencialmente dañinos. Estos taxones fueron: *Gymnodinium catenatum*, *Gymnodinium cf. impudicum*, *Prorocentrum lima*, *Prorocentrum triestinum*, *Scrippsiella cf. trochoidea*, *Chaetoceros peruvianus*, *Coscinodiscus centralis*, *Cylindrosetella closterium*, *Thalassiosira*, *Chattonella cf. subsalsa* y *Phaeocystis cf. cordata*.

4.2.2 ESTACIÓN DE MUESTREO P2

A. CARACTERÍSTICAS FÍSICOQUÍMICAS

La temperatura del agua estuvo comprendida entre los 12.4°C registrados el 27 de diciembre de 2010 y los 27.2°C medidos el 23 de julio de ese mismo año. La variación de la temperatura presentó los valores más elevados en la estación estival principalmente julio y agosto y los más bajos en diciembre, enero y febrero.

La figura 4.2.4.b muestra una gran variabilidad de la salinidad con un mínimo muy acusado de 8.0 g kg^{-1} el 22 de marzo de 2011 y un máximo de 38.2 g kg^{-1} , en la siguiente campaña, otro máximo se alcanzó el 18 de junio de 2010 con 37.1 g kg^{-1} . En la estación primaveral es cuando más cambios de salinidad se observan.

En cuanto a la variación de la concentración de oxígeno disuelto (figura 4.2.4.c). Los valores más bajos se dieron durante la estación estival con un mínimo de 4.08 mg l^{-1} el 20 de agosto de 2010. Los valores más elevados se dieron en los meses de diciembre, enero, febrero y marzo con un máximo de 8.41 mg l^{-1} el 21 de febrero de 2011.

La penetración de la luz, medida con disco secchi, estuvo comprendida entre 1.0 m, medidos el 2 de septiembre de 2010 y el 26 de octubre de 2010 y 3.0 m medidos el 3 de diciembre de 2010. La gráfica 4.2.4.d muestra como la penetración de la luz presenta una gran variabilidad a lo largo de todo el estudio. En cuanto a la concentración de sólidos en suspensión, el 22 de marzo de 2011 se dio la concentración más baja de éstos con 5.0 mg l^{-1} y las concentraciones más elevadas superaron los 14.0 mg l^{-1} , tanto el 12 de julio de 2010 como el 28 de enero de 2011. La concentración de sólidos en suspensión tuvo un

comportamiento muy variable durante todo el año al igual que la materia orgánica disuelta coloreada cuyos valores estuvieron comprendidos entre 0.02 m^{-1} y 1.49 m^{-1} . Destacan dos picos (figura 4.2.4.f), el 28 de abril y el 18 de junio de 2010.

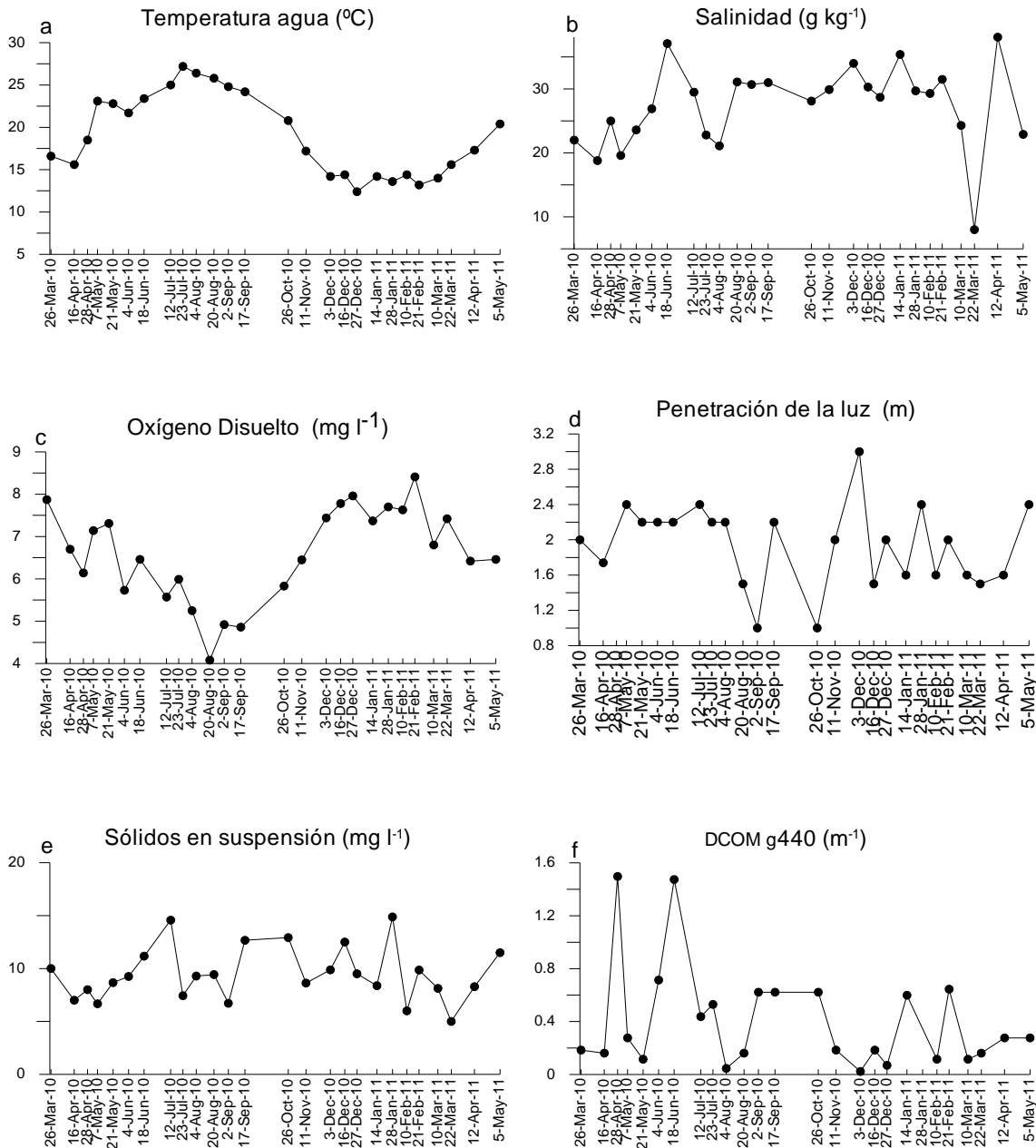


Fig. 4.2.4 Variación temporal de la calidad del agua en la estación de muestreo P2.

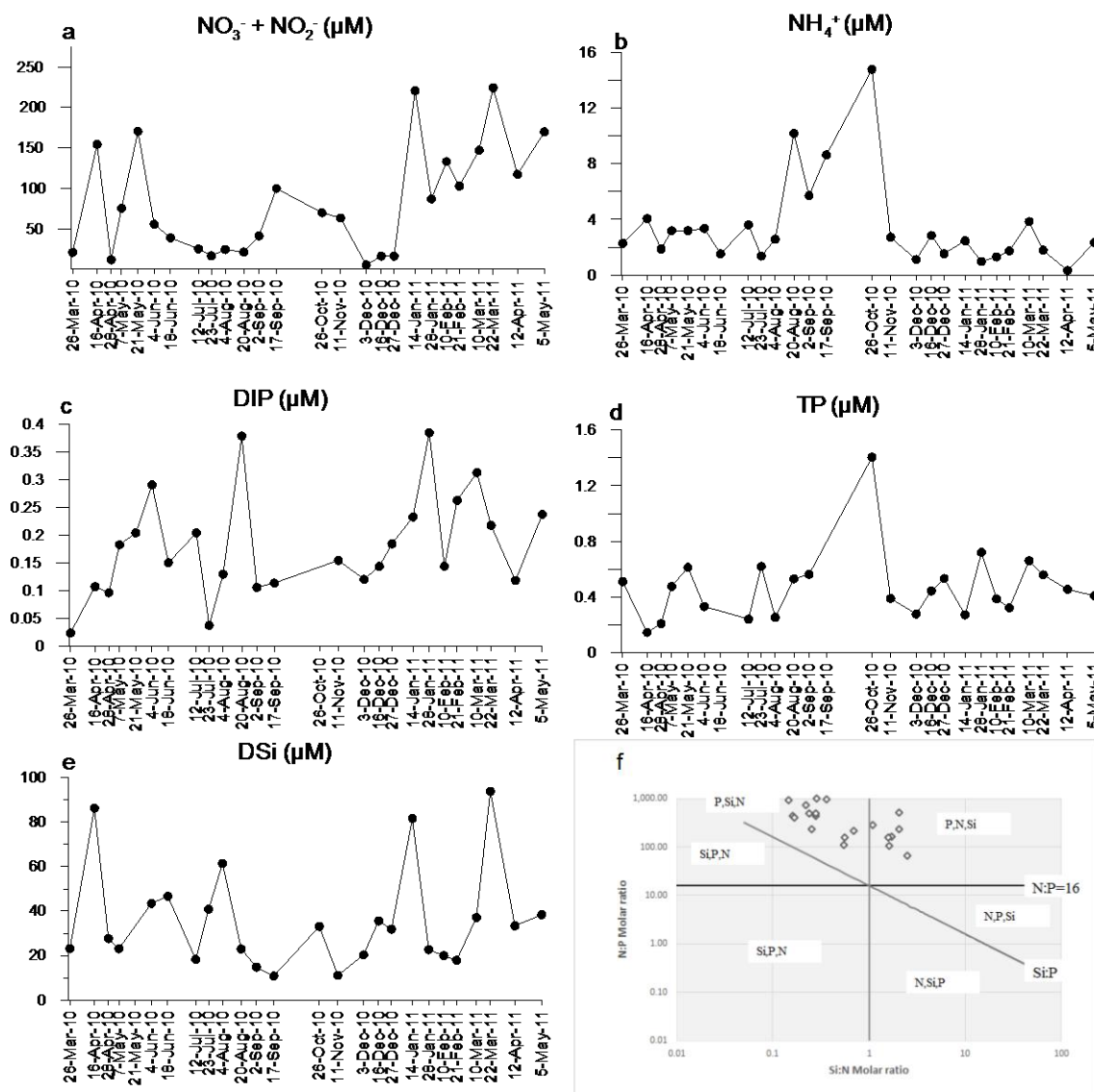


Fig. 4.2.5 Variación temporal de la calidad del agua (nutrientes) en la estación de muestreo P2.

La suma de nitratos y nitritos (fig. 4.2.5. a) muestra cierta estacionalidad, con mínimos en diciembre ($5.90 \mu\text{M}$, el 3 de diciembre de 2010) y durante el verano ($17.04 \mu\text{M}$, el 23 de julio de 2010). Los valores más elevados en general se dan de enero a mayo con un máximo el 14 de enero de 2011 con $220.58 \mu\text{M}$, aunque se observaron dos descensos el 26 de marzo y el 28 de abril de 2010 de hasta $12.31 \mu\text{M}$. Por otro lado, la concentración de amonio tuvo un comportamiento más estable en el tiempo con una concentración en torno a $3.00 \mu\text{M}$, salvo durante el final del mes de agosto, septiembre y octubre, cuando se produce un incremento de la concentración hasta llegar a un valor de $14.80 \mu\text{M}$, el 26 de octubre de 2010. En esta fecha el fósforo total también alcanzó su máxima concentración con $1.41 \mu\text{M}$ (figura 4.2.2.d), este nutriente presentó el resto del estudio muy poca variabilidad, con unos valores en torno a $0.50 \mu\text{M}$. Sin embargo, el fósforo soluble reactivo presentó una mayor variabilidad

con mínimos de 0.02 μM el 26 de marzo de 2010 y 0.04 μM , el 23 de julio de 2010. Los valores máximos se alcanzaron el 20 de agosto de 2010 y el 28 de enero de 2011 con 0.38 μM .

Las concentraciones de sílice estuvieron comprendidas entre 10.80 μM y 93.81 μM . La figura 4.2.5.e muestra tres picos de concentración, el 22 de marzo de 2011, con 93.81 μM , el 16 de abril de 2010 con 86.30 μM , y el 14 de enero de 2011, con 81.68 μM .

El nutriente limitante en este punto siempre ha sido el fósforo, tal y como muestra la figura 4.2.5.f. Como nutriente limitante secundario, en el 65% de los casos ha sido el sílice y en el 35% el nitrógeno.

B. COMUNIDAD DE FITOPLANCTON

El número total de taxones identificados en esta estación de muestreo fue de 55 pertenecientes a 7 grupos de fitoplancton diferentes (tabla 4.5.2), el grupo con un mayor número de taxones diferentes fueron las diatomeas con 26, seguido de dinoflagelados con 15 y clorofíceas con 9. El mayor número de taxones diferentes se identificó en la campaña del 26 de marzo de 2010 con 20.

GRUPO	TAXONES
Dinoflagelados	15
Diatomeas	26
Euglenofitas	2
Clorofíceas	9
Prasinofíceas	1
Haptofitas	1
Rafidofitas	1
Crisofitas	0
Dictyocales	0
Criptofitas	0

Tabla 4.2.2. Número de taxones pertenecientes a cada grupo en la estación de muestreo P2.

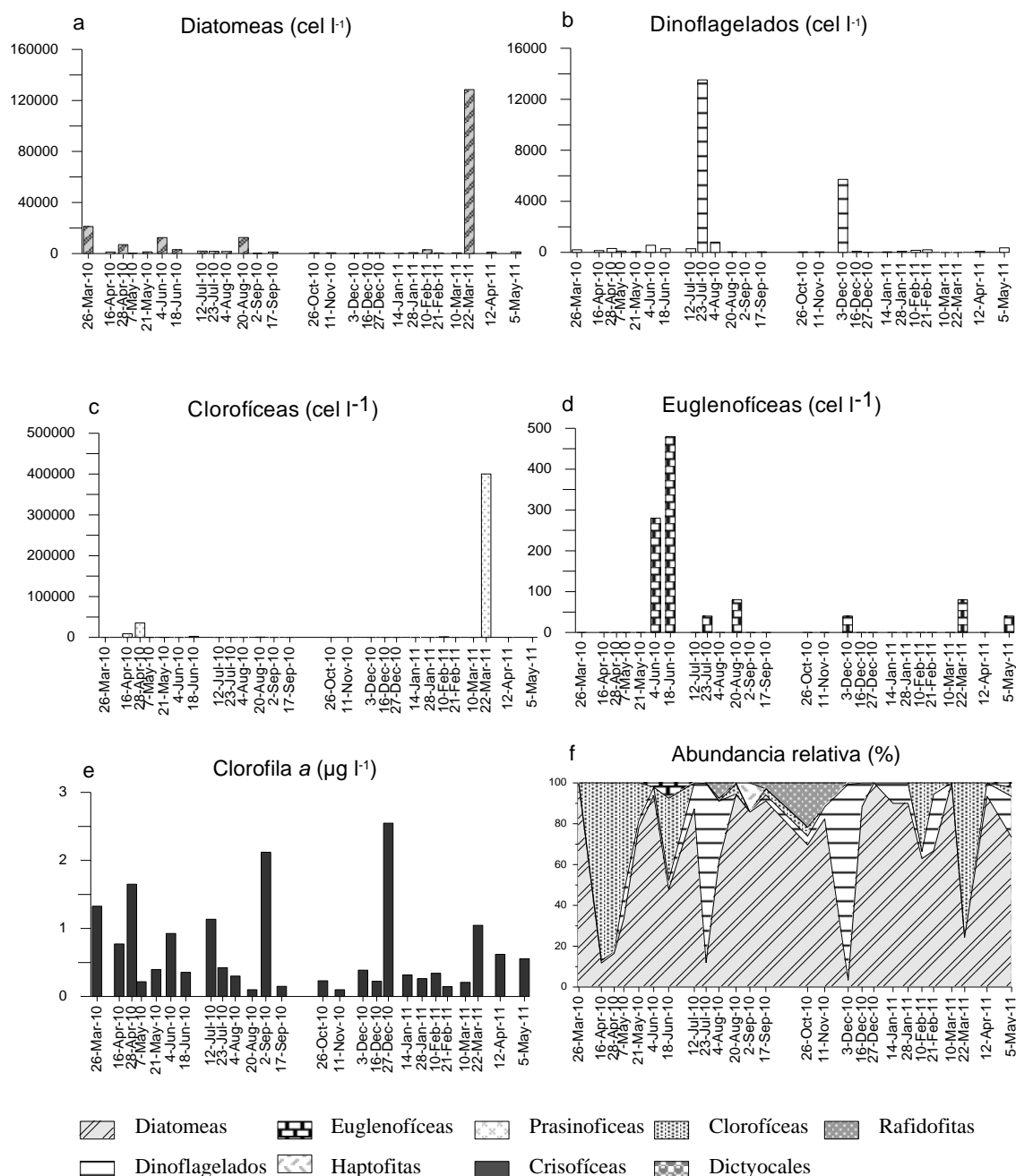


Fig. 4.2.6 Variación temporal de la comunidad de fitoplancton en la estación de muestreo P2.

La mayor abundancia celular alcanzada en esta estación fue de 528856 cel l⁻¹ y se alcanzó en la campaña de 22 de marzo de 2011. Dicha concentración vino dada principalmente por la elevada concentración de clorófitas 397340 cel l⁻¹ (figura 4.2.6). En esta misma campaña, las diatomeas alcanzaron su concentración máxima con 128516 cel l⁻¹, siendo *Bacillaria paxillifer* la especie más abundante. La segunda campaña con una concentración elevada fue la del 28 de abril de 2010 con 42475 cel l⁻¹, la mayor parte de la comunidad pertenecía al género de clorófitas *Closterium*, con una concentración de 35145 cel l⁻¹.

Los dinoflagelados presentaron dos picos de concentración (figura 4.2.6.b), el más elevado fue el 23 de julio de 2010 con 13520 cel l⁻¹ y la especie más abundante fue *Peridinium quinquecorne* con 12840 cel l⁻¹ seguido de *Prorocentrum triestinum* con 400 cel l⁻¹. En esta campaña el grupo de dinoflagelados supuso el 87.8 % de la comunidad de fitoplancton.

En cuanto a las euglenofíceas, éstas aparecieron principalmente en las campañas llevadas a cabo en el mes de junio, alcanzando el 7.5% de la abundancia absoluta (figura 4.2.6.f). El 18 de junio alcanzaron la máxima concentración con 480 cel l⁻¹. El grupo con mayor abundancia relativa en la mayoría de las campañas realizadas fueron las diatomeas, seguido de clorofíceas y dinoflagelados.

En cuanto a la clorofila *a*, ésta presentó dos picos de concentración. El más acusado fue el 27 de diciembre de 2010 con 2.55 µg l⁻¹, el segundo valor más elevado se alcanzó el 2 de septiembre de 2010 con 2.12 µg l⁻¹. El valor más bajo fue de 0.10 µg l⁻¹ y se alcanzó el 20 de agosto y el 11 de noviembre de 2010.

Los taxones que presentaron mayores densidades en esta estación de muestreo fueron las especies pertenecientes al grupo de las clorofíceas principalmente al género *Closterium*, la diatomea *Bacillaria paxillifer* y los géneros *Pseudo-nitzschia* y *Melosira*. De dinoflagelados destacaron *Peridinium quinquecorne* y *Prorocentrum triestinum*. En términos de frecuencia, los taxones más recurrentes no siempre fueron los más abundantes. Los taxones más frecuentes fueron, por este orden, las diatomeas *Bacillaria paxillifer*, *Diploneis*, *Proboscia alata*, *Cylindrotheca closterium*, el género *Pseudo-nitzschia* y *Chaetoceros affinis*. En el caso de los dinoflagelados los géneros *Scrippsiella* y *Gymnodinium*, así como la especie *Prorocentrum micans*. Otra especie que ha aparecido con una frecuencia superior al 10% de las muestras ha sido la euglenofícea *Eutreptiella gymnastica*.

A lo largo del estudio aparecieron 13 taxones tóxicos o formadores de blooms. Estos taxones fueron: *Gymnodinium catenatum*, *Gymnodinium cf. impudicum*, *Prorocentrum lima*, *Prorocentrum micans*, *Prorocentrum triestinum*, *Scrippsiella cf. trochoidea*, *Coscinodiscus centralis*, *Cylindrotheca closterium*, *Guinardia delicatula*, *Pseudo-nitzschia cf. pungens*, *Thalassiosira*, *Chattonella cf. subsalsa* y *Phaeocystis cf. cordata*.

4.2.3 ESTACIÓN DE MUESTREO P3

A. CARACTERÍSTICAS FÍSICOQUÍMICAS

La temperatura del agua en las muestras de superficie y profundidad presentó un patrón de comportamiento análogo y con valores muy similares siendo la mayor diferencia entre ambas de 4.2 °C. La temperatura en superficie siempre fue ligeramente superior a la de profundidad a excepción de la campaña del 27 de diciembre. En superficie estuvo comprendida entre los 10.3°C registrados el 27 de diciembre de 2010 y los 27.2°C medidos el 23 de julio de ese mismo año. En profundidad entre los 12°C registrados el 28 de enero de 2011 y los 26.5°C del 23 de julio.

En cuanto a la salinidad (figura 4.2.7.b), la muestra de superficie presentó mayores fluctuaciones que la de fondo y fue, a excepción de las campañas del 19 de junio y del 17 de septiembre, siempre menor. La salinidad en superficie osciló entre 19.6 g kg⁻¹ medidos el 7

de mayo de 2010 y 38.0 g kg^{-1} medidos el 18 de junio. Este parámetro en profundidad se mantuvo siempre alrededor de 37 g kg^{-1} .

La figura 4.2.7.c muestra como la variación temporal del oxígeno disuelto en ambas muestras es muy similar. El 20 de agosto, la concentración de oxígeno disuelto alcanzó su mínimo en ambas muestras con 5.77 mg l^{-1} en superficie y 5.13 mg l^{-1} en profundidad. El valor máximo se dio el 21 de febrero con 9.22 en superficie y 9.15 en el fondo.

La penetración de la luz se mantuvo, en general, en torno a 1.8 m de profundidad, aunque como muestra la gráfica presentó dos mínimos, uno el 26 de octubre con 0.3 m y otro el 28 de enero con 1 m de profundidad.

En cuanto a los sólidos en suspensión, la muestra tomada en profundidad presentó de marzo a junio de 2010 valores más elevados y con mayores fluctuaciones que la muestra de superficie. A partir de julio los valores en superficie y profundidad fueron similares. En superficie la concentración varió entre 6.47 mg l^{-1} medidos el 22 de marzo de 2011 y 22.25 mg l^{-1} medidos el 28 de enero. En profundidad, el valor mínimo fue de 5.33 mg l^{-1} , el 28 de enero y el máximo de 36.6 mg l^{-1} , el 16 de abril de 2010.

La materia orgánica disuelta coloreada presentó un comportamiento similar en superficie y profundidad, siendo en general mayor en la muestra superficial. Los valores estuvieron comprendidos entre 0.04 m^{-1} y 1.68 m^{-1} en superficie, y entre 0.02 m^{-1} y 1.20 m^{-1} en el fondo.

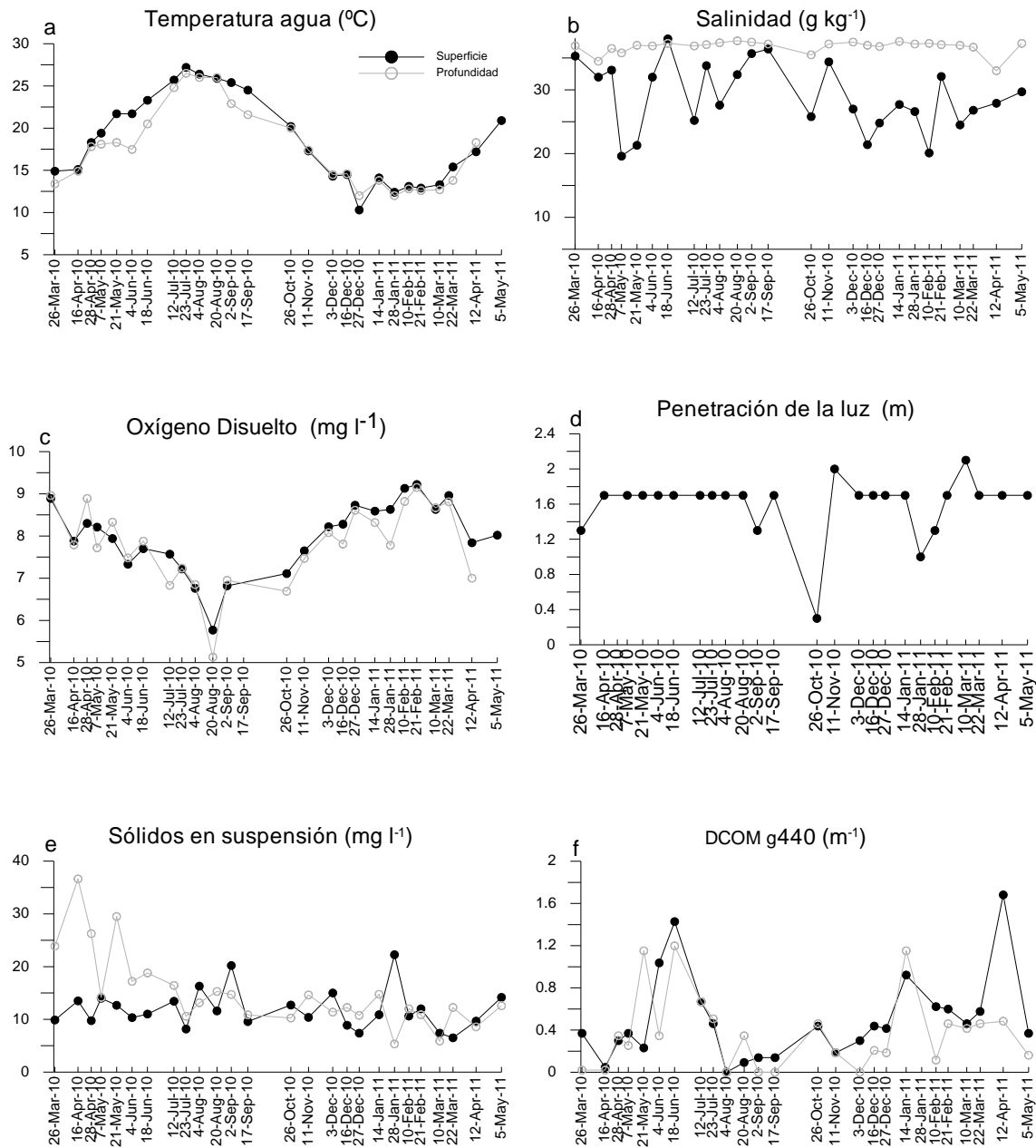


Fig. 4.2.7 Variación temporal de la calidad del agua en la estación de muestreo P3 en superficie y profundidad.

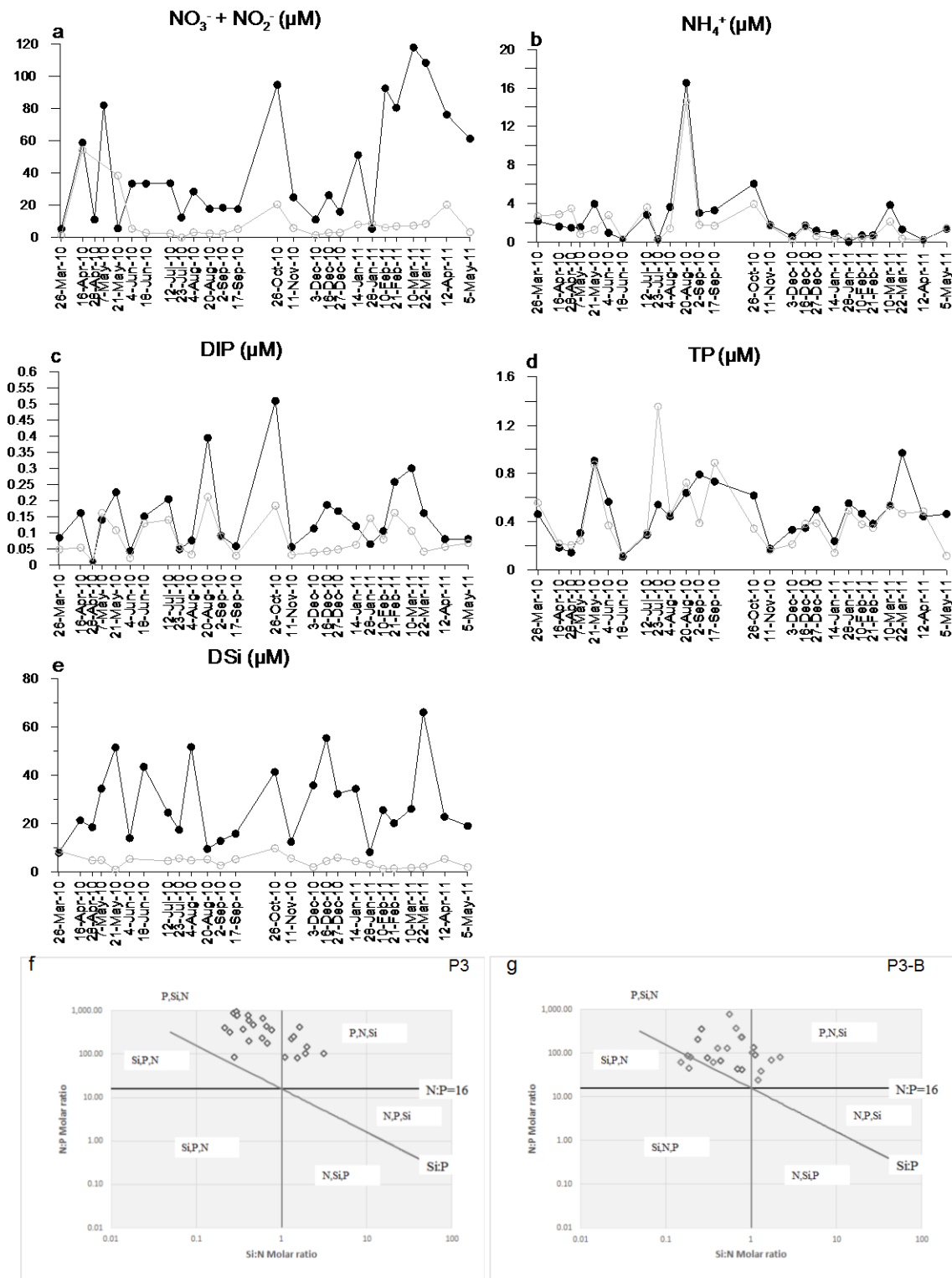


Fig. 4.2.8 Variación temporal de la calidad del agua (nutrientes) en la estación de muestreo P3 en superficie y profundidad.

La suma de nitratos y nitritos fue, a excepción de la campaña del 21 de mayo de 2010, siempre superior en la muestra superficial que la tomada en profundidad. También en superficie se puede observar variaciones más importantes de los valores. En ambas muestras los valores más elevados se observan durante la época primaveral y otoñal, siendo durante junio, julio y agosto los valores más estables y bajos. En superficie la concentración alcanzó máximos de 117.84 μM , el 22 de marzo de 2011 y 94.67 μM el 26 de octubre. En profundidad se alcanzó la concentración más alta el 26 de abril de 2010 con 54.06 μM . En superficie la concentración mínima fue de 5.05 μM mientras que en la muestra de fondo fue de 1.21 μM .

La figura 4.2.8.b muestra como el amonio de la muestra superficial y la de fondo presenta tanto valores como variaciones temporales prácticamente iguales. Los valores máximos se alcanzaron el 20 de agosto de 2010 con 16.52 μM en superficie y 14.62 μM en profundidad, y el 26 de octubre con 6.08 μM en superficie y 3.97 μM en profundidad.

El fósforo soluble reactivo también presentó un comportamiento similar en la muestra superficial y la de fondo. Al igual que ocurre con el amonio los picos de valor se dieron en las campañas del 26 de octubre y el 20 de agosto, alcanzando en la primera 0.51 μM en superficie y 0.18 μM en profundidad. Los valores más bajos se midieron el 28 de abril de 2010 siendo de 0.01 μM en ambas muestras.

La figura 4.2.8.d muestra como el fósforo total también presenta variaciones similares así como valores de concentración a lo largo del estudio para las muestras de superficie y fondo. En general, éste es mayor en superficie salvo en la campaña del 23 julio, donde se alcanza el máximo valor medido en profundidad con 1.36 μM . En superficie las concentraciones máximas se alcanzaron el 22 de marzo de 2011 y el 21 de mayo de 2010 con 0.97 μM y 0.91 μM , respectivamente. El 18 de junio de 2010 se alcanzó el mínimo en ambas muestras con una concentración de 0.11 μM y 0.12 μM .

La concentración de sílice es claramente superior en la muestra superficial que en la de profundidad. En superficie este nutriente sufre muchas variaciones entre campañas mientras que en el fondo presenta muy poca variación a lo largo del estudio y se mantiene en torno a 4 μM , alcanzando un máximo de 9.79 μM el 26 de octubre de 2010. En superficie la concentración estuvo comprendida entre 7.97 μM del 26 de marzo de 2010 y 66.11 μM el 22 de marzo de 2011.

El nutriente limitante en la muestra superficial siempre ha sido el fósforo, como nutriente limitante secundario, en el 67% de los casos ha sido el sílice y en el 33% el nitrógeno. En las muestras tomadas en fondo en el 91% de los casos el nutriente limitante ha sido el fósforo mientras que el sílice lo ha sido en el 9%.

B. COMUNIDAD DE FITOPLANCTON

El número total de taxones identificados en esta estación de muestreo fue de 67 pertenecientes a 9 grupos de fitoplancton diferentes (tabla 4.2.3). En la muestra superficial se identificaron 65 taxones diferentes mientras que en la de fondo 57. El grupo con un mayor número de taxones diferentes fueron las diatomeas con 29, tanto en superficie como en profundidad, seguido de dinoflagelados con 26 en superficie y 20 en profundidad y clorofíceas con 5 en superficie y 4 en profundidad. El mayor número de taxones diferentes en superficie se identificó en las campañas del 28 de abril y el 7 de mayo de 2010 con 20. Mientras que en la muestra de fondo se identificaron 26 taxones diferentes el 12 de abril de 2011.

GRUPO	TAXONES	
	superficie	fondo
Dinoflagelados	26	20
Diatomeas	29	29
Euglenofitas	2	1
Clorofíceas	5	4
Prasinofíceas	1	1
Haptofitas	1	0
Rafidofitas	0	1
Crisofitas	1	0
Dictyocales	0	1
Criptofitas	0	0

Tabla 4.2.3. Número de taxones pertenecientes a cada grupo en la estación de muestreo P3.

La mayor abundancia celular alcanzada en esta estación en la muestra superficial fue de 264220 cel l⁻¹ y se alcanzó en la campaña de 26 de marzo de 2010. Esta elevada concentración vino dada por las diatomeas y principalmente por *Pseudo-nitzschia cf. pungens* con una concentración de 197392 cel l⁻¹. El 28 de abril de 2010 se alcanzó la segunda densidad más elevada con 206108 cel l⁻¹ y esta vez también vino condicionada por la diatomea *Chatoceros affinis*.

En la muestra tomada en el fondo la máxima densidad celular se registró el 10 de febrero de 2011 con 84240 cel l⁻¹ consecuencia de la concentración elevada de la diatomea *Chatoceros affinis* con 79560 cel l⁻¹.

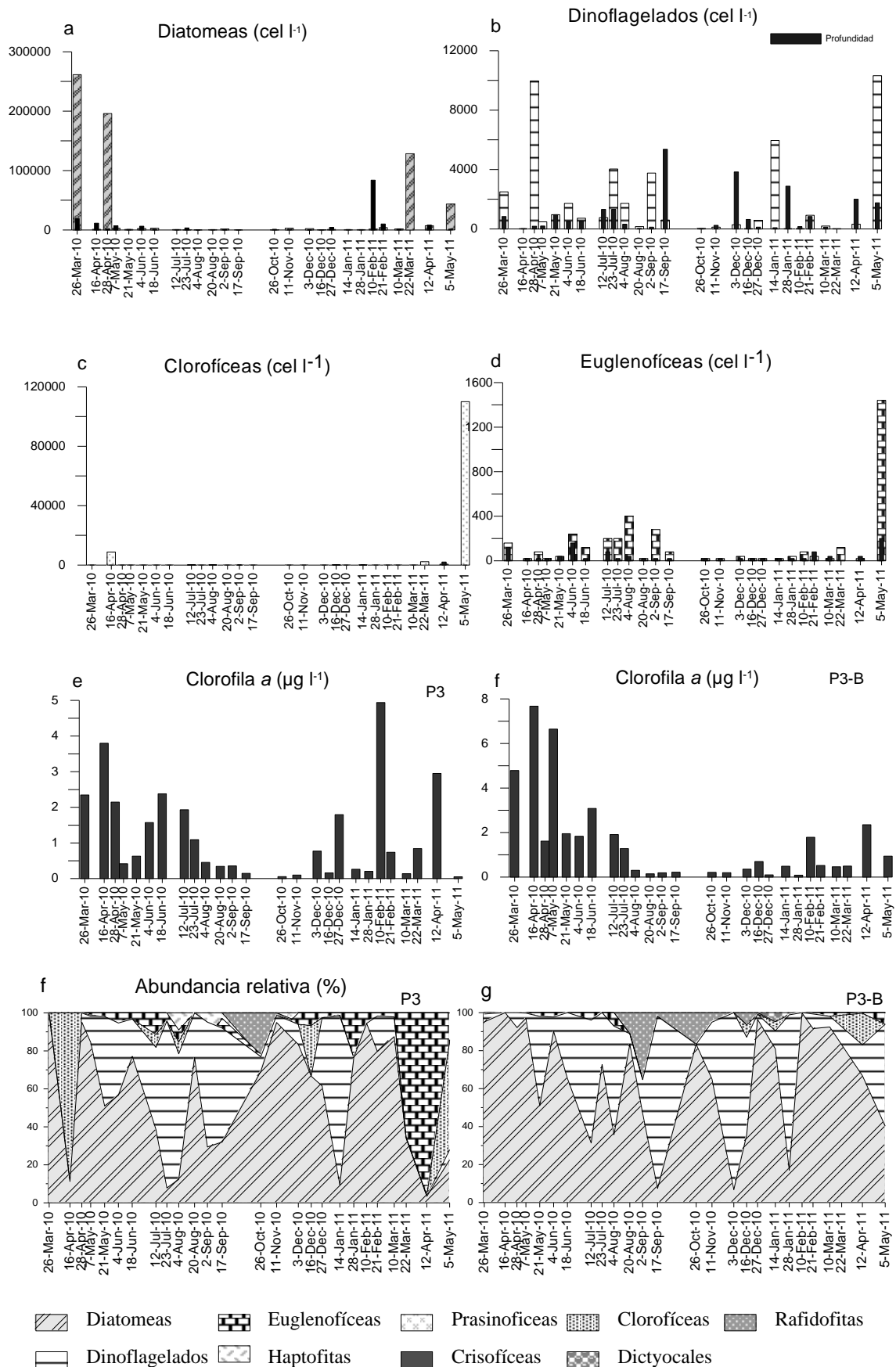


Fig. 4.2.9 Variación temporal de la comunidad de fitoplancton en la estación de muestreo P3.

En superficie los dinoflagelados (figura 4.2.9.b) alcanzaron su máxima concentración el 5 de mayo de 2011 con 10320 cel l⁻¹ debido principalmente a las 9680 cel l⁻¹ de *Scrippsiella cf. trochoidea*. Esta especie presentó también elevadas concentraciones en los picos de dinoflagelados del 28 de abril de 2010 con una concentración 1630 cel l⁻¹ y, 3920 cel l⁻¹ el 14 de enero de 2011. Es la campaña del 14 de enero cuando, debido a las proliferaciones de *Scrippsiella cf. trochoidea* y *Prorocentrum triestinum*, los dinoflagelados registraron el 89% de la población total de fitoplancton.

En la muestra tomada en el fondo la concentración de dinoflagelados, en general, fue inferior a la de superficie. La máxima concentración se dio el 17 de septiembre de 2010 con 5360 cel l⁻¹, siendo la especie más abundante *Prorocentrum triestinum*.

Las clorofíceas aparecieron únicamente en superficie y en tres campañas. La campaña en la que alcanzaron la máxima concentración fue la del 5 de mayo de 2011 con 110040 cel l⁻¹, dominando el género *Scenedesmus*. En las campañas del 12 de marzo y el 22 de abril de ese mismo año aparecieron concentraciones del orden de 200000 cel l⁻¹ de la clase prasinofíceas, Las prasinofíceas estuvieron presentes tanto en superficie como en profundidad. La división clorofita llegó a un máximo de abundancia relativa en estas campañas de un 96 % (figura 4.2.9.f).

Las euglenofíceas (figura 4.2.9.d) .aparecieron a lo largo de todo el estudio tanto en las muestras de superficie como en las tomadas en profundidad. Al igual que ocurrió con las clorofíceas, estas presentaron un pico de concentración en la campaña del 5 de mayo de 2011 con 1440 cel l⁻¹ de *Entreptiella gymnastica* en la muestra de superficie.

Las rafidofíceas aparecieron en las campañas de octubre y noviembre con un máximo de 120 cel l⁻¹ en superficie y 240 cel l⁻¹, en profundidad.

La clorofila *a* en la muestra de superficie presentó unos valores comprendidos entre los 0.05 µg l⁻¹ del 26 de octubre de 2010 y 4.93 µg l⁻¹ del 10 de febrero de 2011. En profundidad presentó un mínimo de 0.09 µg l⁻¹ el 28 de enero y un máximo de 7.67 µg l⁻¹ el 16 de abril de 2010. A grandes rasgos tanto en superficie como en profundidad los meses de abril y mayo fueron los de mayores concentraciones.

Los taxones que aparecieron con una mayor concentración tanto en superficie como en profundidad y de forma recurrente fueron *Pseudonitzschia cf. pungens*, *Chaetoceros affinis*, *Bacillaria paxillifer* y *Proboscia alata*. Los géneros de clorofíceas *Scenedesmus* y *Closterium* alcanzaron grandes concentraciones en superficie mientras que en profundidad no aparecieron. En cuanto a dinoflagelados, en superficie el más abundante y frecuente fue *Scrippsiella cf. trochoidea*, seguido de *Prorocentrum triestinum* y el género *Gymnodinium*. En profundidad *Prorocentrum triestinum* fue el dinoflagelado que alcanzó mayores concentraciones pero los que aparecieron con una mayor frecuencia fueron los géneros *Scrippsiella* y *Gymnodinium*. La euglenofícea *Entreptiella gymnastica* apareció raramente en profundidad y en concentraciones muy bajas, mientras que en superficie fue una especie frecuente y que llegó a proliferar.

En esta estación de muestreo se identificaron 25 taxones tóxicos o formadores de blooms: *Akasimo sanguínea*, *Alexandrium cf. minutum*, *Gymnodinium catenatum*, *Gymnodinium cf. impudicum*, *Ceratium fusus* (sólo en fondo), *Dinophysis sacculus*, *Heterocapsa cf. triquetra.*, *Karenia sp.*, *Prorocentrum lima*, *Prorocentrum micans*, *Prorocentrum minimun*, *Prorocentrum triestinum*, *Scrippsiella cf. trochoidea*, *Amphora sp.* *Cerataulina pelágica* (sólo en fondo), *Coscinodiscus centralis*, *Chaeotoceros danicus*, *Cylindroteca closterium*, *Guinardia delicatula*, *Pseudo-nitzschia cf. pungens*, *Skeletonema costatum*, *Thalassionema nitzschioides*, *Thalassiosira*, *Chattonella cf. subsalsa* (sólo en superficie) y *Eutreptiella gymnastica*.

4.2.4 ESTACIÓN DE MUESTREO P4

A. CARACTERÍSTICAS FÍSICOQUÍMICAS

La temperatura del agua en esta estación presentó el mismo compartamiento en las muestras de superficie y profundidad. Los valores también fueron muy similares siendo en superficie más elevados en el periodo comprendido entre mayo y septiembre (figura 4.2.10.a). La temperatura en superficie y profundidad alcanzó su máximo el 23 de julio con 27.7 °C en superficie y 26.7°C en el fondo. La temperatura más baja se registró el 27 de diciembre con 11.5 °C en superficie y 12.1 °C en el fondo, siendo la única campaña en que la temperatura en el fondo superó a la de superficie.

La salinidad en la muestra de fondo fue superior a la de superficie y se mantuvo en torno a los 37 g kg⁻¹. La salinidad superficial presentó más inestabilidad presentando dos mínimos marcados el 16 de abril de 2010 y el 28 de enero de 2011 con 30 g kg⁻¹. La máxima salinidad se alcanzó el 23 de julio con 37.1 g kg⁻¹.

La variación de la concentración de oxígeno disuelto en superficie y profundidad fue muy similar aunque las variaciones fueron más moderadas en la muestra de fondo. La concentración superficial estuvo comprendida entre 4.74 mg l⁻¹ medidos el 20 de agosto y los 9.19 mg l⁻¹ del 21 de febrero de 2011. En el fondo estuvo comprendida entre 6.50 mg l⁻¹, medidos el 4 de agosto y 9.19 mg l⁻¹, registrados el 21 de febrero de 2011.

La penetración de la luz, medida con disco secchi, presentó un máximo de 6 m, el 21 de mayo de 2010 y un mínimo de 1.2, el 28 de enero de 2011. En general, se resgistró una mayor concentración de sólidos suspendidos en el fondo que en la superficie. El 4 de junio de 2010 se llegó a 19.17 mg l⁻¹ en la muestra de fondo y el 26 de octubre se llegó a 15.50 mg l⁻¹ en superficie. El periodo de mayo a octubre es cuando más variaciones se observan en la muestra superficial mientras que en la muestra de fondo las variaciones se producen durante todo el año.

La materia orgánica disuelta coloreada se mantuvo a excepción de la muestra superficial del 18 de junio (1.84 m⁻¹) por debajo de 1 m⁻¹.

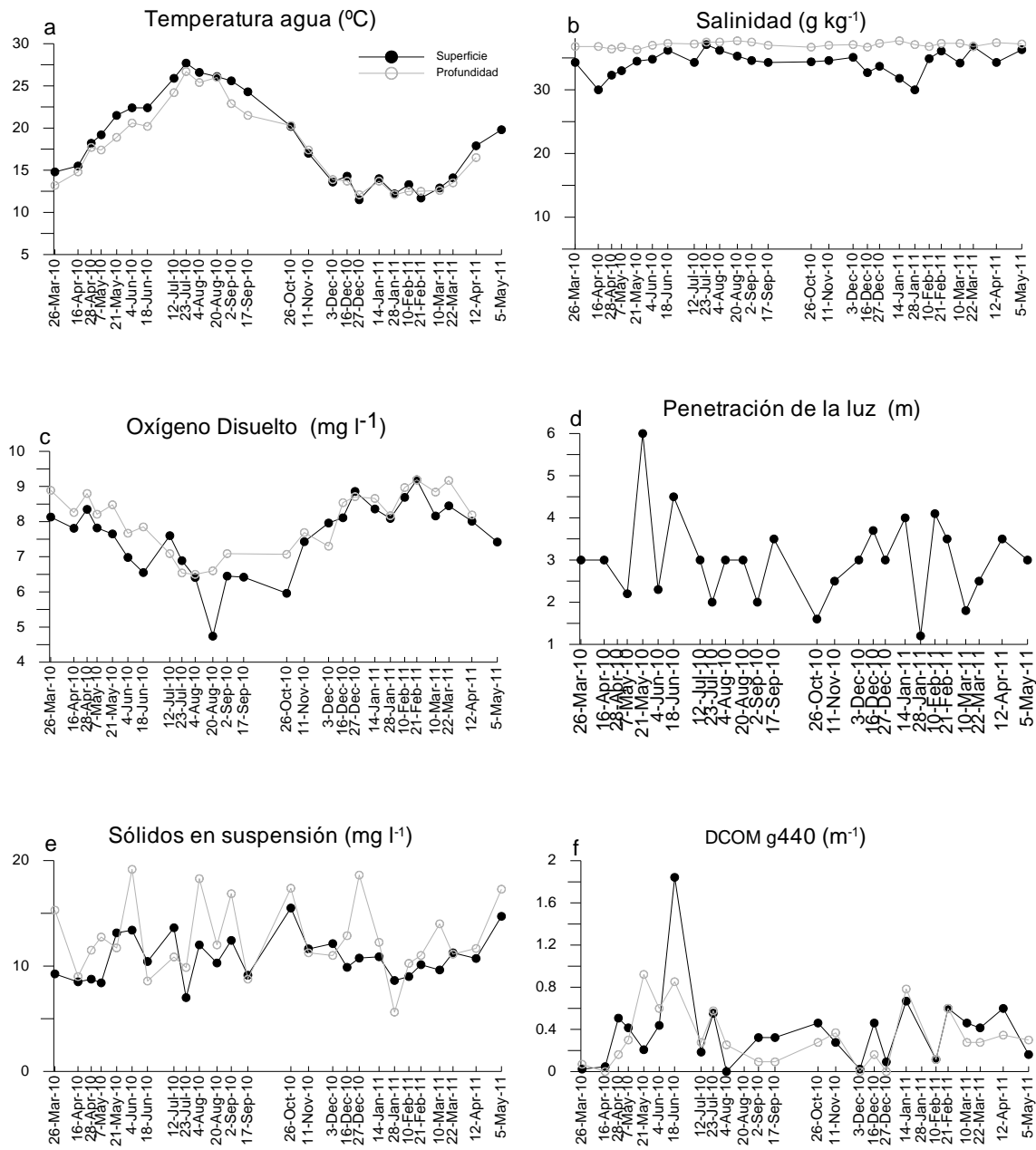


Fig. 4.2.10 Variación temporal de la calidad del agua en la estación de muestreo P4 en superficie y profundidad.

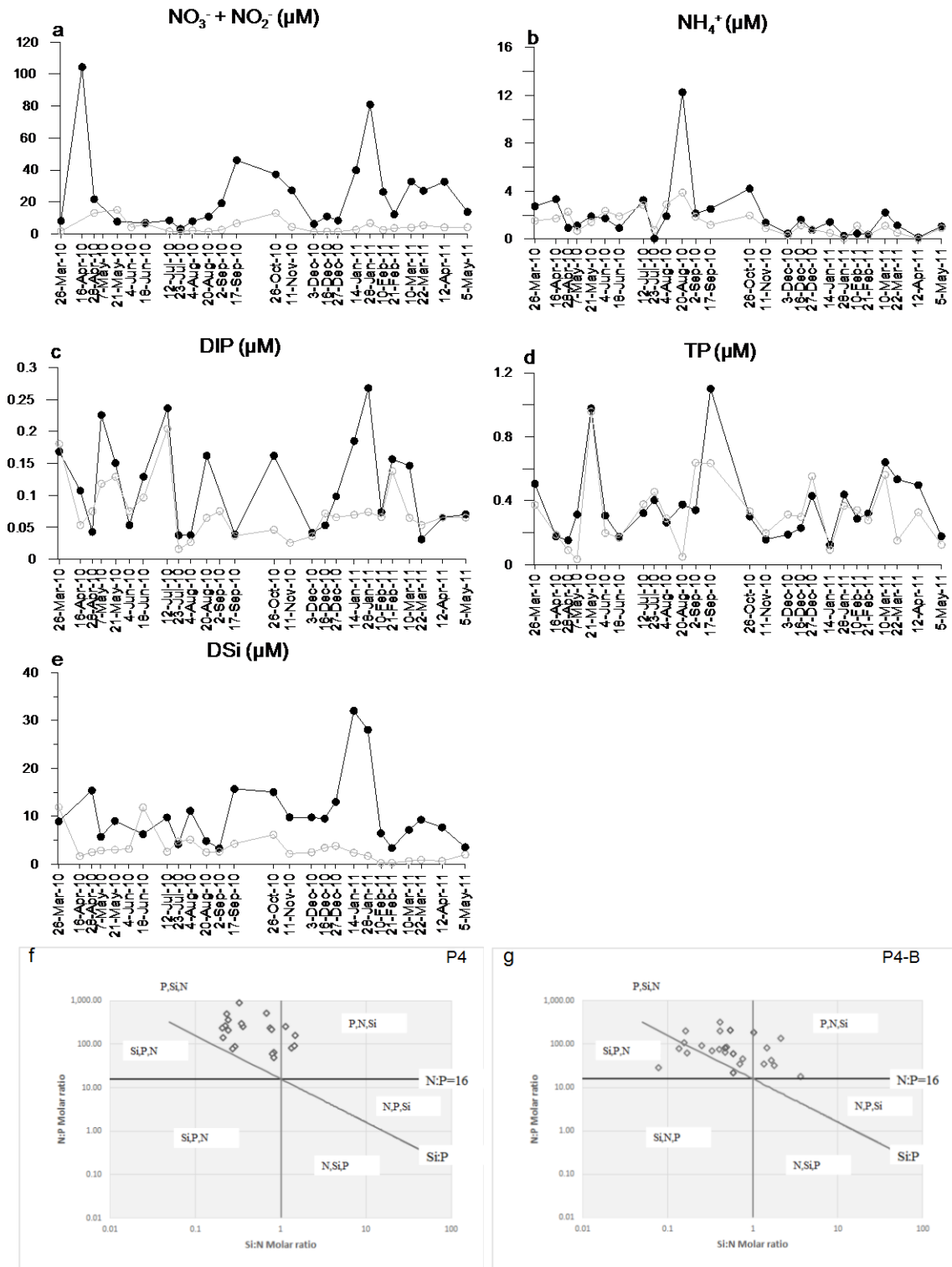


Fig. 4.2.11 Variación temporal de la calidad del agua (nutrientes) en la estación de muestreo P4 en superficie y profundidad.

La suma de nitratos y nitritos fue claramente superior en superficie (figura 4.2.11.a). La concentración en el fondo mantuvo un comportamiento estable sobre 3.82 μM . En cambio, en superficie ésta presentó más variabilidad con dos máximos marcados, el 16 de abril de 2010 con 104.40 μM y el 28 de enero de 2011 con 80.98 μM . En el fondo el máximo se alcanzó el 21 de mayo de 2010 con 15.01 μM . Los valores más bajos se dieron el mes de julio llegando a 3.07 μM en superficie y 1.60 μM en el fondo. El mes de diciembre también se caracterizó por sus bajas concentraciones.

La concentración de amonio en superficie y fondo presentó valores muy similares y un comportamiento estable a lo largo del estudio, a excepción de la campaña del 20 de agosto de 2010 donde se produjo un pico de concentración tanto en la muestra superficial como en la de fondo con 12.25 μM y 3.89 μM , respectivamente. El 26 de octubre también se produjo un importante incremento de concentración pero no tan acusado.

La concentración de fósforo soluble reactivo en superficie estuvo comprendida entre 0.03 μM del 22 de marzo de 2011 y los 0.27 μM del 28 de enero de 2011. En el fondo los valores oscilaron entre 0.02 μM y 0.20 μM (12 de julio de 2010). La figura 4.2.11.c muestra como las máximas diferencias de concentración entre superficie y profundidad se produjeron el 28 de enero de 2011, el 26 de octubre de 2010 y el 20 de agosto de 2010. En cuanto al fósforo total, es el 17 de septiembre de 2010 y el 21 de mayo cuando se alcanzan los valores más elevados tanto en superficie como en profundidad. En superficie se alcanzaron valores de 1.10 μM y 0.98 μM , respectivamente. Y en el fondo de 0.63 μM y 0.96 μM . Los valores más bajos se dieron en superficie el 14 de enero de 2010 (0.12 μM) y en profundidad el 7 de mayo y el 20 de agosto (0.03 μM y 0.05 μM , respectivamente).

La figura 4.2.11.e muestra como la concentración de ácido ortosilícico en superficie fue mayor que en el fondo, a excepción del 26 de marzo de 2010 y el 18 de junio de 2010. Las variaciones de este nutriente en superficie fueron muy similares a las que sufrió la concentración de nitratos y nitritos con máximos el 14 y el 28 de enero con concentraciones de 32.00 μM y 28.04 μM , respectivamente. La concentración más baja en superficie fue de 3.31 μM , registrada el 2 de septiembre de 2010.

El nutriente limitante en la muestra tomada en superficie siempre ha sido el fósforo, apareciendo como nutriente limitante secundario en el 81.8 % de los casos el sílice y en el 18.2 % el nitrógeno. En la muestra tomada en fondo en el 82.6 % de los casos el nutriente limitante ha sido el fósforo mientras que el sílice lo ha sido en el 17.4 %.

B. COMUNIDAD DE FITOPLANCTON

El número total de taxones identificados en esta estación de muestreo fue de 63 pertenecientes a 7 grupos de fitoplancton diferentes (tabla 4.2.4). En la muestra superficial se identificaron 62 taxones diferentes mientras que en la de fondo 50. El grupo con un mayor número de taxones diferentes fueron las diatomeas con 29 en superficie y 25 en profundidad, seguido de dinoflagelados con 23 en superficie y 19 en profundidad y clorofíceas con 6 en superficie y 1 en profundidad. El mayor número de taxones diferentes en superficie se identificó en la campaña del 22 de marzo de 2011 con 23. Mientras que en la muestra de fondo se identificaron 17 taxones en esa misma campaña y 18, el 16 y el 28 de abril de 2010.

GRUPO	TAXONES	
	superficie	fondo
Dinoflagelados	23	19
Diatomeas	29	25
Euglenofitas	2	2
Cloroficeas	6	1
Prasinoficeas	1	0
Haptofitas	0	0
Rafidofitas	1	2
Crisofitas	0	0
Dictyocales	0	1
Criptofitas	0	0

Tabla 4.2.4. Número de taxones pertenecientes a cada grupo en la estación de muestreo P4.

En la muestra superficial la máxima densidad celular se registró el 7 de mayo de 2010 con 22360 cel l⁻¹ consecuencia del género de diatomeas *Melosira* con 15620 cel l⁻¹ y del dinoflagelado *Scrippsiella cf. trochoidea* con 1360 cel l⁻¹.

La mayor abundancia celular alcanzada en esta estación en la muestra de fondo fue de 103161 cel l⁻¹ y se alcanzó en la campaña de 22 de marzo de 2011. Esta elevada concentración vino dada por diatomeas y principalmente por *Chatoceros affinis* que alcanzó una concentración de 95601 cel l⁻¹. Esta misma especie fue la dominante en la campaña del 28 de abril de 2010, campaña en la que se alcanzó la segunda densidad más elevada con 45704 cel l⁻¹.

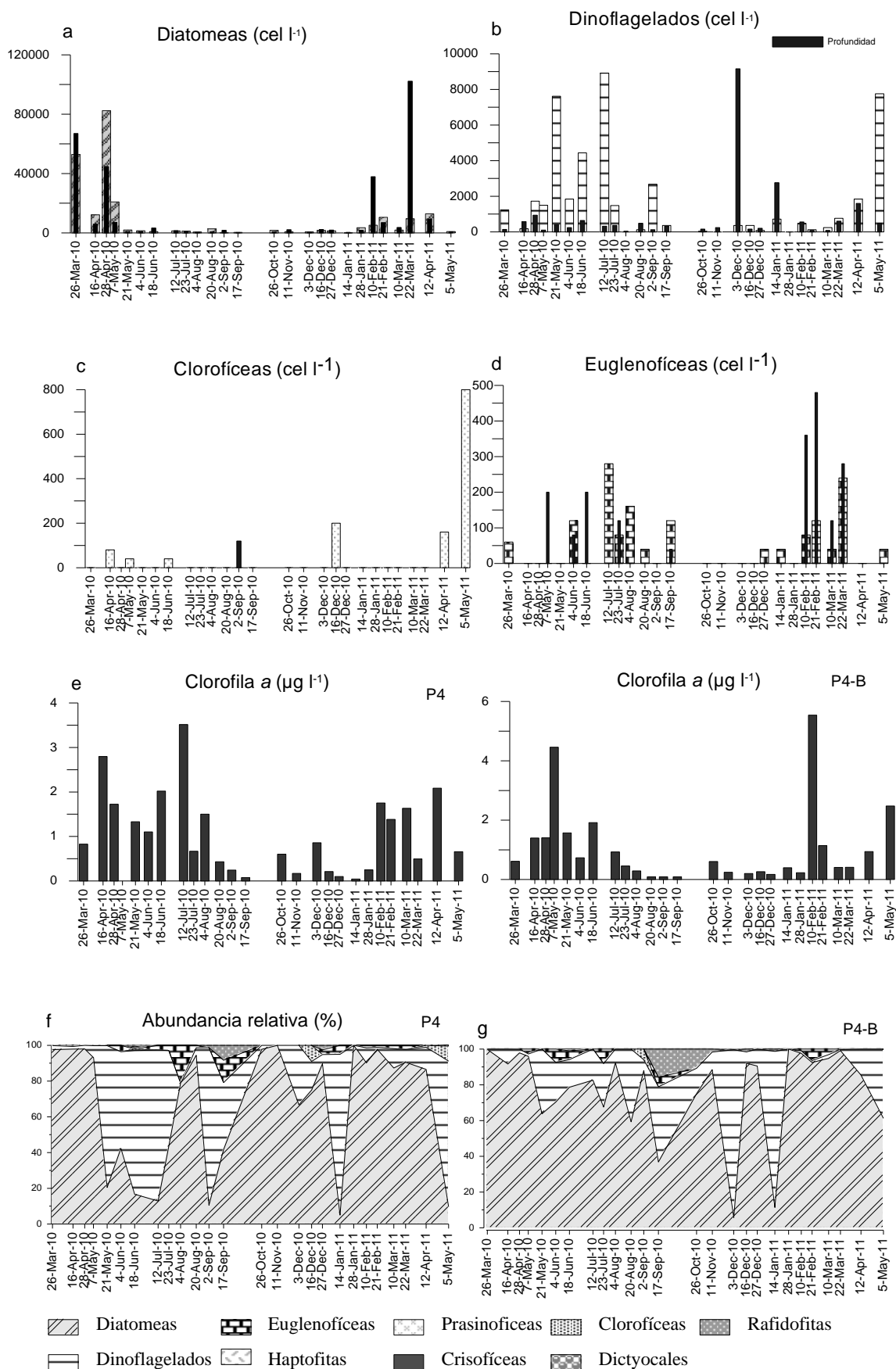


Fig. 4.2.12 Variación temporal de la comunidad de fitoplancton en la estación de muestreo P4.

En superficie los dinoflagelados (figura 4.2.12.b) alcanzaron su máxima concentración el 12 de julio de 2010 con 8920 cel l⁻¹ debido principalmente a individuos del género *Gymnodinium* (6400 cel l⁻¹) y *Scrippsiella cf. trochoidea* (1120 cel l⁻¹). En esta campaña los dinoflagelados contribuyeron en un 84.5 % a la densidad total de la comunidad. Los dinoflagelados dominaron en la comunidad de fitoplancton las campañas del 2 de septiembre de 2010 (88.2 %), el 4 de junio de 2010 (54.1%), el 18 de junio de 2010 (80.4 %) y el 5 de mayo de 2011 (81.5%). La especie *Scrippsiella cf. trochoidea* presentó elevadas concentraciones el 5 de mayo de 2011 (5520 cel l⁻¹) y el 21 de mayo de 2010 (4880 cel l⁻¹). En cuanto a las muestras tomadas en profundidad, destaca la concentración de 9160 cel l⁻¹ registrada el 3 de diciembre de 2010, de las que 9000 cel l⁻¹ eran de *Prorocentrum triestinum*.

En cuanto a las clorofíceas, la gráfica 4.2.12.c muestra en superficie un pico de concentración el 5 de mayo de 2011 con 800 cel l⁻¹ perteneciendo la mayoría de ellas al género *Sphaerocystis*. En la muestra tomada en profundidad sólo aparecieron en la campaña del 2 de septiembre de 2010. Las euglenofíceas aparecieron con mayor frecuencia que las clorofíceas tanto en las muestras superficiales como en las de fondo pero siempre en bajas concentraciones. En superficie destaca el pico del 12 de julio de 2010 con 280 cel l⁻¹ de *Eutreptiella gymnastica* y la campaña del 22 de marzo de 2011 con 240 cel l⁻¹ de la misma especie. En las muestras de fondo destacan las concentraciones de las campañas de febrero de 2011 con 480 cel l⁻¹ y 360 cel l⁻¹ de *Eutreptiella gymnastica*.

Las rafidofíceas aparecieron en los meses de septiembre y octubre con concentraciones máximas de 120 cel l⁻¹ en las muestras tomadas en profundidad.

En cuanto a la clorofila *a*, la figura 4.2.12.e muestra como tanto en superficie como en profundidad la concentración de este parámetro se ve disminuida desde el mes de agosto hasta febrero con valores mínimos de 0.04 mg l⁻¹ el 14 de enero en superficie y 0.09 mg l⁻¹ en las campañas de septiembre en profundidad. El 12 de julio coincidiendo con el pico de concentración de dinoflagelados se dio el máximo de concentración de clorofila *a* en las muestras superficiales con 3.51 mg l⁻¹, mientras que el máximo valor en las muestras de fondo se dio el 10 de febrero con 5.54 mg l⁻¹ coincidiendo con un pico de concentración de euglenofíceas.

Los taxones que aparecieron con una mayor concentración tanto en superficie como en profundidad y de forma recurrente fueron las diatomeas, *Chaetoceros affinis*, *Pseudo-nitzschia cf. pungens*, *Bacillaria paxillifer*, *Proboscia alata*, *Skeletonema costatum* y *Melosira* (en profundidad). En cuanto a dinoflagelados, en superficie el más abundante y frecuente fue *Scrippsiella cf. trochoidea*, seguido del género *Gymnodinium*. En profundidad *Prorocentrum triestinum* fue el dinoflagelado que alcanzó una concentración más elevada pero *Scrippsiella cf. trochoidea* y *Gymnodinium* aparecieron con mayor frecuencia. La euglenofícea *Eutreptiella gymnastica* apareció tanto en superficie como en profundidad en bajas concentraciones.

En esta estación de muestreo se identificaron 27 taxones tóxicos o formadores de blooms: *Akasimo sanguínea*, *Alexandrium cf. minutum* (superficie), *Gymnodinium catenatum*, *Gymnodinium cf. impudicum*, *Ceratium fusus*, *Dinophysis acuminata* (sólo en fondo), *Heterocapsa cf.*

triquetra., *Karenia sp.*, *Prorocentrum lima* (sólo en fondo), *Prorocentrum micans*, *Prorocentrum minimum* (sólo en fondo), *Prorocentrum triestinum*, *Scrippsiella cf. trochoidea*, *Amphora sp.*, *Asterionellopsis glacialis*, *Cerataulina pelágica* (sólo en fondo), *Coscinodiscus centralis*, *Chaetoceros danicus*, *Cylindroteca closterium*, *Guinardia delicatula*, *Pseudo-nitzschia cf. pungens*, *Skeletonema costatum*, *Thalassionema nitzschioides*, *Thalassiosira*, *Chattonella cf. subsalsa*, *Eutreptiella gymnastica* y *Phaeocystis cf. cordata*.

4.2.5 ESTACIÓN DE MUESTREO P5

A. CARACTERÍSTICAS FÍSICOQUÍMICAS

La temperatura del agua en la estación de muestreo P5 presentó valores similares de temperatura en las muestras superficiales y en las de profundidad. La máxima temperatura alcanzada tanto en superficie como en profundidad fue de 27.7 °C en la campaña del 23 de julio de 2010. La temperatura más baja fue de 11.4 °C en superficie y 12.0 °C en profundidad y fue medida el 27 de diciembre.

La figura 4.2.13.b muestra como la salinidad en profundidad se mantuvo en torno a 37.2 g kg⁻¹ presentando un descenso de la misma en la campaña del 10 de febrero de 2011 hasta 35.9 g kg⁻¹. En esta campaña la salinidad en superficie alcanzó su valor máximo con 37.4 g kg⁻¹. El 23 de julio en superficie la salinidad registró el segundo máximo con 37.3 g kg⁻¹. Por otro lado, el valor más bajo se registró el 28 de abril de 2010 con 32.4 g kg⁻¹.

El patrón de variación de la concentración de oxígeno disuelto durante el periodo de estudio fue prácticamente el mismo en superficie como en profundidad. La máxima concentración se registró el 10 de marzo de 2011 con 12.78 mg l⁻¹ tanto en superficie como en profundidad. El valor más bajo se registró el 20 de agosto con concentraciones de 5.47 mg l⁻¹ en superficie y 6.35 mg l⁻¹ en profundidad.

La penetración de la luz en esta estación de muestreo se mantuvo la mayoría del periodo de estudio en torno a los 3 m de profundidad. El valor máximo fue de 8.0 m y se alcanzó el 12 de abril de 2011.

En cuanto a los sólidos en suspensión, estos se mantuvieron en superficie fondo entre 7 mg l⁻¹ y 12 mg l⁻¹ y entre 8 mg l⁻¹ y 15 mg l⁻¹ en el fondo. La máxima concentración fue de 20.83 mg l⁻¹, el 12 de abril de 2011 en superficie y de 43.20 mg l⁻¹, el 2 de junio de 2010 en fondo. En esa misma campaña la materia orgánica disuelta coloreada alcanzó su máximo en las muestras de fondo con 0.80 m⁻¹. Los valores de este parámetro siempre fueron mayores a los medidos en superficie manteniéndose en torno a los 0.23 m⁻¹. En superficie el máximo valor fue de 1.47 m⁻¹ medidos en la campaña del 12 de abril de 2011

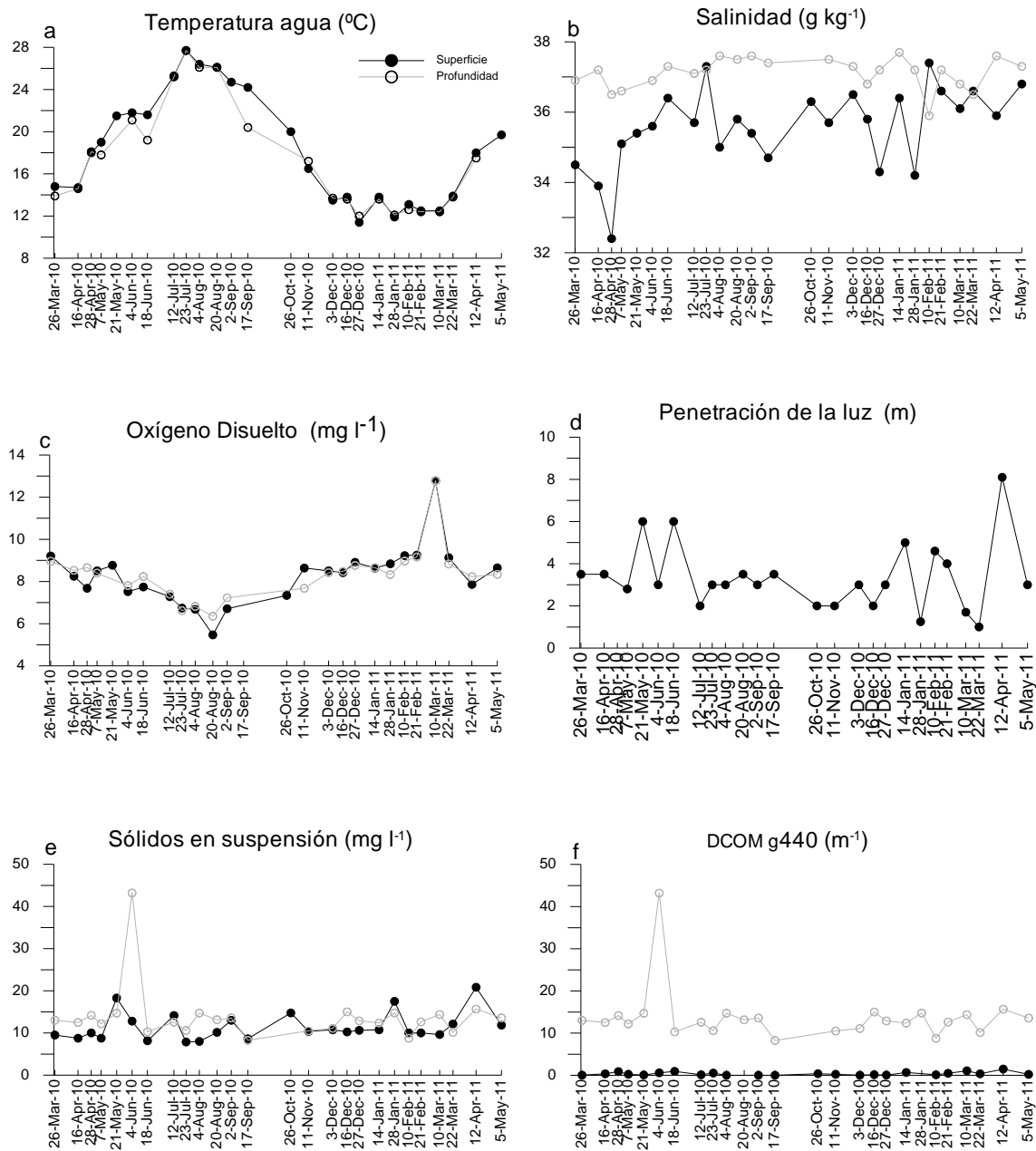


Fig. 4.2.13 Variación temporal de la calidad del agua en la estación de muestreo P5 en superficie y profundidad.

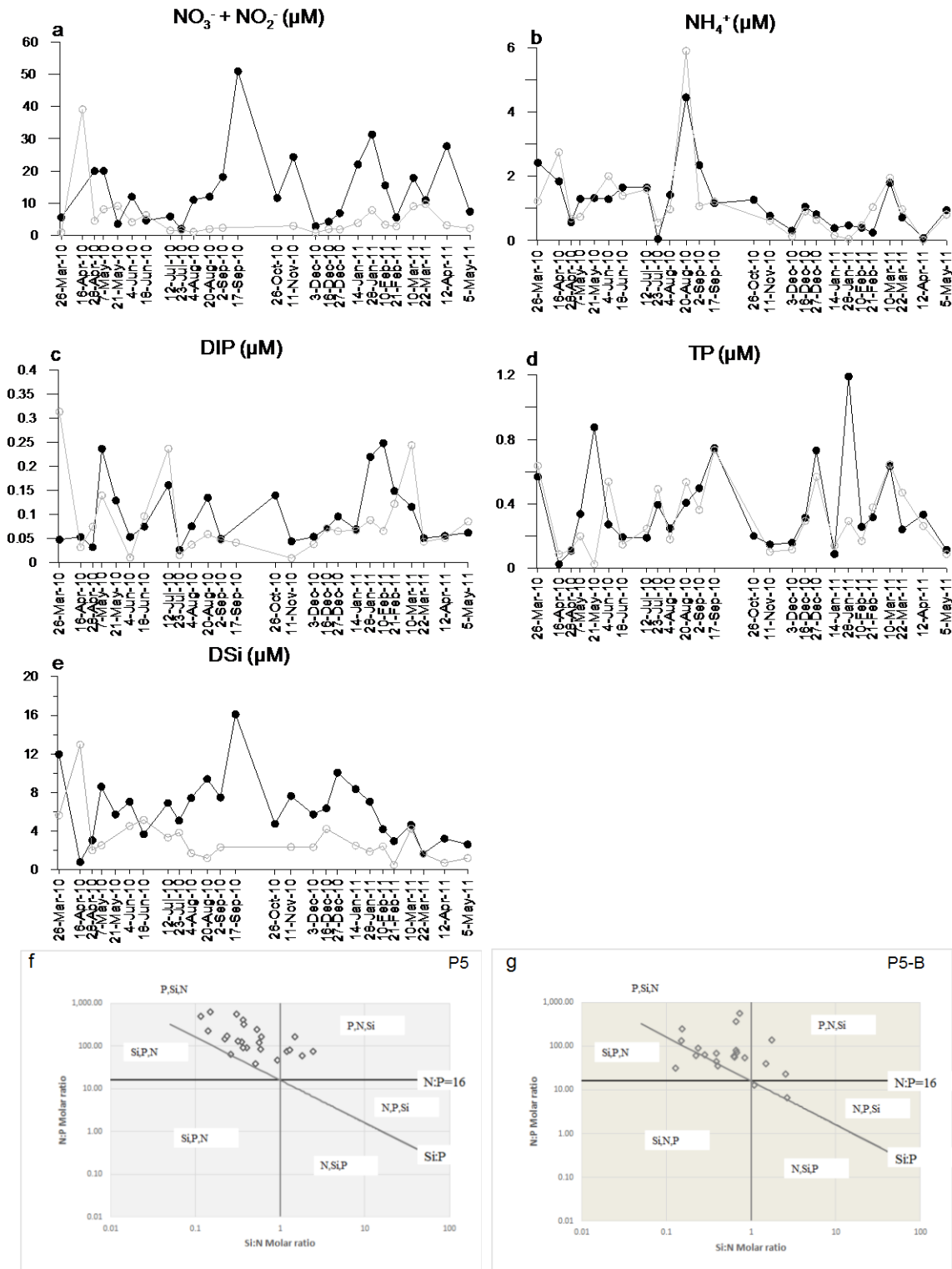


Fig. 4.2.14 Variación temporal de la calidad del agua (nutrientes) en la estación de muestreo P5 en superficie y profundidad.

Tal y como muestra la figura 4.2.14.a la suma de la concentración de nitratos y nitritos presentó más variabilidad temporal en superficie que en profundidad. Las muestras de superficie presentaron un mínimo de $2.01 \mu\text{M}$ el 23 de julio de 2010 y valores máximos de $51.04 \mu\text{M}$ el 17 de septiembre y $31.37 \mu\text{M}$ el 28 de enero de 2011. Las muestras tomadas en profundidad presentaron valores alrededor de $11 \mu\text{M}$ presentando un pico de concentración el 16 de abril de 2010 alcanzando $39.13 \mu\text{M}$.

Por otro lado, la concentración de amonio presentó valores y un comportamiento muy similar de las muestras superficiales y las tomadas en profundidad. Los valores máximos se alcanzaron el 20 de agosto de 2010 con una concentración de $4.45 \mu\text{M}$ en superficie y $5.90 \mu\text{M}$ en el fondo. Los valores más bajos se alcanzaron el 23 de julio en superficie con $0.05 \mu\text{M}$ y el 12 de abril de 2011 en el fondo con $0.02 \mu\text{M}$.

La concentración de fósforo soluble reactivo presentó un comportamiento muy variable tanto en superficie como en profundidad. En superficie las máximas concentraciones se alcanzaron el 7 de mayo de 2010 y el 10 de febrero de 2011 con $0.25 \mu\text{M}$. Las muestras de fondo presentaron sus máximos valores el 26 de marzo de 2010 con $0.31 \mu\text{M}$ y el 12 de julio de 2010 con $0.24 \mu\text{M}$. Sin embargo, el fósforo total presentó valores así como un comportamiento muy similar en las muestras de superficie y fondo, a excepción de las campañas del 28 de enero de 2011 y 21 de mayo de 2010. En la primera, en superficie se alcanzó un valor de $1.19 \mu\text{M}$ mientras que en el fondo fue de $0.29 \mu\text{M}$. En la segunda, en superficie se registraron $0.13 \mu\text{M}$ mientras que en el fondo $0.03 \mu\text{M}$.

La concentración de sílice en superficie fue superior a la registrada en profundidad. Las máximas concentraciones superficiales se alcanzaron el 17 de septiembre con $16.10 \mu\text{M}$ y el 26 de marzo de 2010 con $11.97 \mu\text{M}$. El valor más bajo fue de $0.79 \mu\text{M}$ medido el 16 de abril de 2010. Las muestras de fondo presentaron su máxima concentración ($12.95 \mu\text{M}$) en esta misma campaña.

El nutriente limitante en la muestra tomada en superficie siempre ha sido el fósforo, apareciendo como nutriente limitante secundario en el 79.2 % de los casos el sílice y en el 20.8 % el nitrógeno. En la muestra tomada en fondo en el 76.2% de los casos el nutriente limitante ha sido el fósforo mientras que el sílice lo ha sido en el 14.3 % y el nitrógeno en un 9.52 %.

B. COMUNIDAD DE FITOPLANCTON

El número total de taxones identificados en esta estación de muestreo fue de 57, pertenecientes a 8 grupos de fitoplancton diferentes (tabla 4.2.5). En la muestra superficial se identificaron 52 taxones diferentes mientras que en la de fondo 54. El grupo con un mayor número de taxones diferentes fueron las diatomeas con 26 en superficie y 25 en profundidad, seguido de dinoflagelados con 20 en superficie y 23 en profundidad. El mayor número de taxones diferentes en superficie se identificó en las campañas del 26 de marzo de 2010 y del 12 de abril de 2011 con 24 y 22 taxones, respectivamente. Mientras que en las muestras de

fondo se identificaron 23 taxones en la campaña del 12 de abril de 2011, y 22 el 28 de abril de 2010.

GRUPO	TAXONES	
	superficie	fondo
Dinoflagelados	20	23
Diatomeas	26	25
Euglenofitas	2	2
Cloroficeas	1	2
Prasinoficeas	0	0
Haptofitas	1	0
Rafidofitas	1	1
Crisofitas	0	1
Dictyocales	1	0
Criptofitas	0	0

Tabla 4.2.5. Número de taxones pertenecientes a cada grupo en la estación de muestreo P5.

La mayor abundancia celular fue medida el 26 de marzo de 2010 en las muestras superficiales de esta estación fue de 45712 cel l⁻¹ y las especies más abundante fueron las diatomeas *Pseudo-nitzschia cf. pungens* con 23976 cel l⁻¹ y *Chaetoceros affinis* con 12876 cel l⁻¹.

La segunda mayor abundancia celular alcanzada fue de 28180 cel l⁻¹ y se alcanzó en la campaña del 28 de abril de 2010. Esta elevada concentración vino dada por la diatomea *Chaetoceros affinis* con una concentración de 25560 cel l⁻¹, en esta campaña el dinoflagelado *Prorocentrum micans* presentó una concentración de 900 cel l⁻¹ y *Scrippsiella cf. trochoidea* 460 cel l⁻¹. La tercera densidad celular más elevada se dio el 16 de abril de 2010 y fue de de 10080 cel l⁻¹ y fue debida a individuos de *Pseudo-nitzschia cf. pungens* (6060 cel l⁻¹), *Chaetoceros affinis* (1640 cel l⁻¹) y *Proboscia alata* (1260 cel l⁻¹).

En la muestra tomada en el fondo la máxima densidad celular se registró el 28 de abril de 2010 con 53900 cel l⁻¹ consecuencia de la concentración elevada de la diatomea *Chaetoceros affinis* con 51120 cel l⁻¹.

Como puede observarse en la figura 4.2.15.f y 4.2.15.g. El grupo que contribuyó más a la comunidad de fitoplancton tanto en superficie como en profundidad fueron las diatomeas. Dinoflagelados, euglenofíceas y rafidofíceas son los siguientes grupos más importantes en cuanto a abundancia relativa.

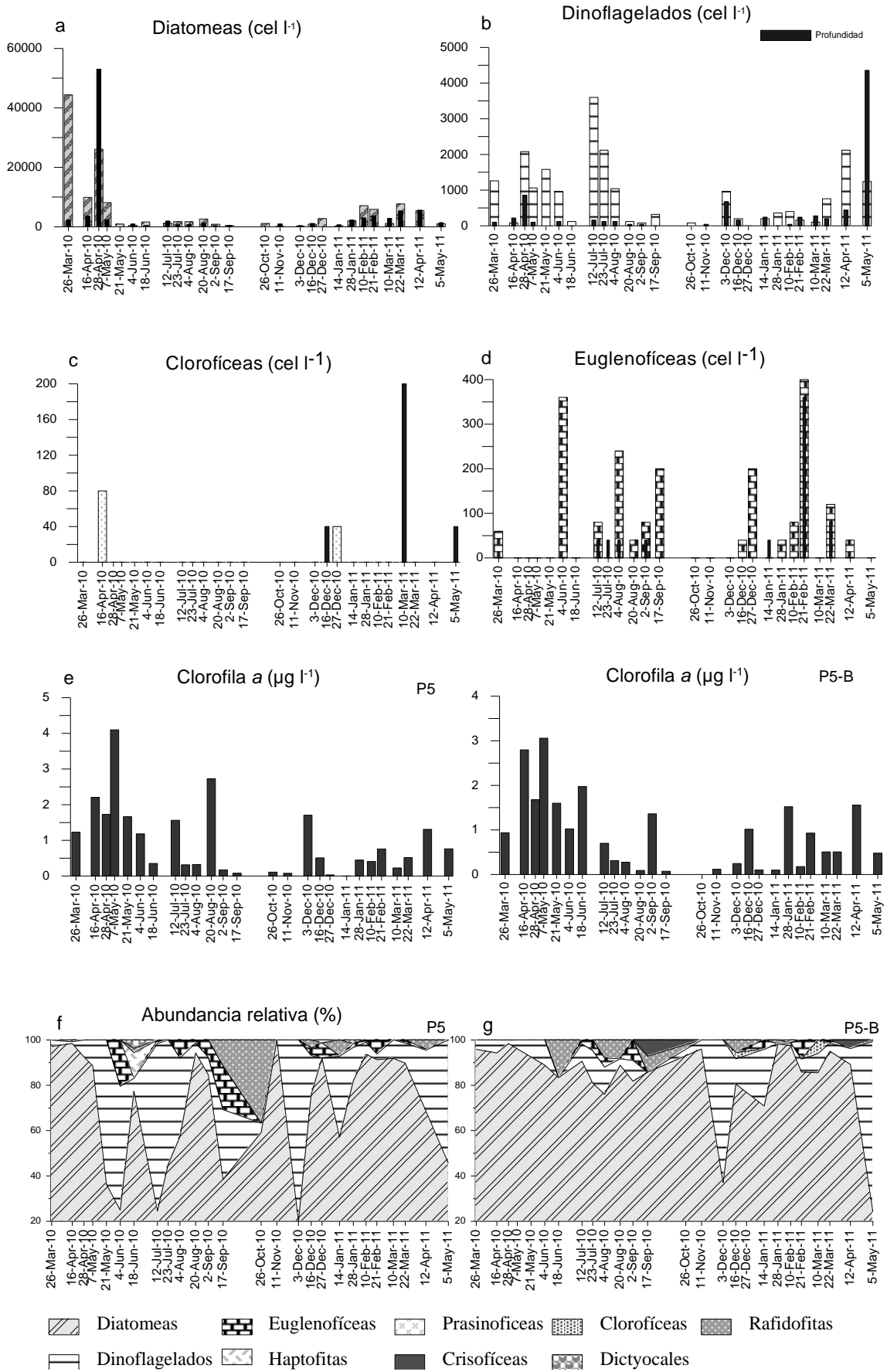


Fig. 4.2.15 Variación temporal de la comunidad de fitoplancton en la estación de muestreo P5.

Los dinoflagelados fueron más abundantes en los meses de mayo, junio y principalmente julio. La máxima concentración de este grupo en superficie se dio el 12 de julio con 3600 cel l⁻¹ de las cuales 2120 cel l⁻¹ eran individuos de *Scrippsiella cf. trochoidea* y 880 cel l⁻¹ de *Gymnodinium cf. impudicum*. *Scrippsiella cf. trochoidea* también fue la responsable del pico que se observa el 23 de julio con 1800 cel l⁻¹. Esta especie junto con *Gymnodinium cf. impudicum* condicionaron las concentraciones destacables de los meses de abril y mayo de 2010 y 2011. En las muestras tomadas en profundidad los dinoflagelados llegaron a suponer el 75 % de la comunidad de fitoplancton en la campaña del 5 de mayo de 2011 con una concentración de 4360 cel l⁻¹ de las que 3380 eran células de *Scrippsiella cf. trochoidea*.

La figura 4.2.15.c muestra como las clorofíceas únicamente aparecieron en superficie en 2 campañas y en 3 en el fondo. Las concentraciones fueron muy bajas llegando a un máximo el 10 de marzo de 2011 de 200 cel l⁻¹. Las euglenofíceas fueron un grupo que aparecieron con frecuencia en las muestras tomadas en superficie y no tanto en las de fondo. El 21 de febrero de 2011 alcanzaron su máxima concentración con 400 cel l⁻¹ de *Eutreptiella gymnastica* en superficie. El 4 de junio y el 17 de septiembre llegaron a constituir el 20.5% de la comunidad de fitoplancton.

En cuanto a la clorofila a, la figura 4.2.15.d muestra como los mayores valores se alcanzaron entre el periodo de marzo y agosto de 2010. Alcanzándose la máxima concentración tanto en superficie como en profundidad el 7 de mayo de 2010 con 4.1 µg l⁻¹ y 3.1 µg l⁻¹, respectivamente. El 16 de abril de ese mismo año la concentración también fue elevada tanto en superficie como en profundidad con 2.2 µg l⁻¹ y 2.8 µg l⁻¹, respectivamente. El 20 de agosto el pico de concentración solo se observó en superficie con 2.73 µg l⁻¹.

Las diatomeas *Chaetoceros affinis*, *Pseudo-nitzschia cf. pungens*, *Bacillaria paxillifer*, *Proboscia alata*, *Asterionellopsis glacialis*, *Melosira* y *Cylindrotheca closterium* fueron las especies más abundantes y que aparecieron con mayor frecuencia tanto en superficie como en profundidad. Todas ellas a excepción de *Bacillaria paxillifer* y *Cylindrotheca closterium*, alcanzaron concentraciones más elevadas en las muestras superficiales. En cuanto a dinoflagelados, fueron la especie *Scrippsiella cf. trochoidea* y el género *Gymnodinium*, los taxones más abundantes y frecuentes alcanzando ambas concentraciones más elevadas en superficie.

En esta estación de muestreo se identificaron 25 taxones tóxicos o formadores de blooms: *Akasimo sanguinea* (sólo en fondo), *Alexandrium cf. minutum* (superficie), *Gymnodinium cf. impudicum*, *Ceratium fusus*, *Dinophysis acuminata* (sólo en fondo), *Dinophysis caudata* (superficie), *Dinophysis sacculus* (fondo), *Heterocapsa cf. triquetra*, *Prorocentrum lima*, *Prorocentrum micans*, *Prorocentrum minimum*, *Prorocentrum triestinum*, *Scrippsiella cf. trochoidea*, *Amphora sp.*, *Asterionellopsis glacialis*, *Coscinodiscus centralis*, *Chaetoceros danicus* (fondo), *Cylindrotheca closterium*, *Guinardia delicatula*, *Pseudo-nitzschia cf. pungens*, *Skeletonema costatum*, *Thalassionema nitzschioides*, *Chattonella cf. subsalsa*, *Eutreptiella gymnastica* y *Phaeocystis cf. cordata*.

4.5.6 ESTACIÓN DE MUESTREO P6

A. CARACTERÍSTICAS FÍSICOQUÍMICAS

La temperatura del agua en esta estación presentó el mismo compartamiento en superficie y profundidad a lo largo del periodo de estudio. Los valores también fueron muy similares, siendo en general en superficie más elevados en el periodo comprendido entre mayo y noviembre (figura 4.2.16.a). La temperatura en superficie y profundidad alcanzó su máximo el 23 de julio con 27.8 °C en superficie y 27.7°C en el fondo. La temperatura más baja se registró el 27 de diciembre con 11.7 °C en superficie y 11.8 °C en el fondo. La mayor diferencia de temperatura entre superficie y profundidad se dio el 2 de septiembre con 24.7 °C en superficie y 23.6 °C en el fondo.

La salinidad en la muestra de fondo fue superior a la de superficie y se mantuvo entorno a los 37.3 g kg⁻¹. La salinidad superficial presentó más inestabilidad presentando un mínimo marcado el 16 de abril de 2010 con 33.0 g kg⁻¹. La máxima salinidad se alcanzó el 4 de agosto en superficie con 37.7 g kg⁻¹ y el 20 de agosto en fondo con 37.8 g kg⁻¹.

La variación de la concentración de oxígeno disuelto en superficie y profundidad fue muy similar. La concentración superficial estuvo comprendida entre 6.73 mg l⁻¹ medidos el 4 de agosto y los 9.38 mg l⁻¹ del 28 de enero de 2011. En el fondo estuvo comprendida entre 6.70 mg l⁻¹, medidos el 23 de julio y 9.80 mg l⁻¹, registrados el 21 de febrero de 2011.

La penetración de la luz, medida con disco secchi, presentó máximos de 9.2 m y 10 m, el 12 de abril de 2011 y el 14 de enero de 2011, respectivamente. Y un mínimo de 6.7, el 23 de julio. En general, la concentración de sólidos en suspensión fue similar en superficie y profundidad, pero como muestra la figura 4.2.16.e los valores en profundidad presentan mayor variabilidad temporal, principalmente en la primavera de 2010. El 21 de mayo de 2010 se llegó a 55.20 mg l⁻¹ en la muestra de fondo y el 12 de julio se llegó a 15.14 mg l⁻¹ en superficie. El periodo de mayo a octubre es cuando más variaciones se observan en la muestra superficial mientras que en la muestra de fondo las variaciones se producen durante todo el año.

La materia orgánica disuelta coloreada presentó un comportamiento muy similar al de los sólidos en suspensión. El máximo valor en profundidad fue de 2.56 m⁻¹, el 16 de abril de 2010 y en superficie de 1.15 m⁻¹, el 12 de abril de 2011.

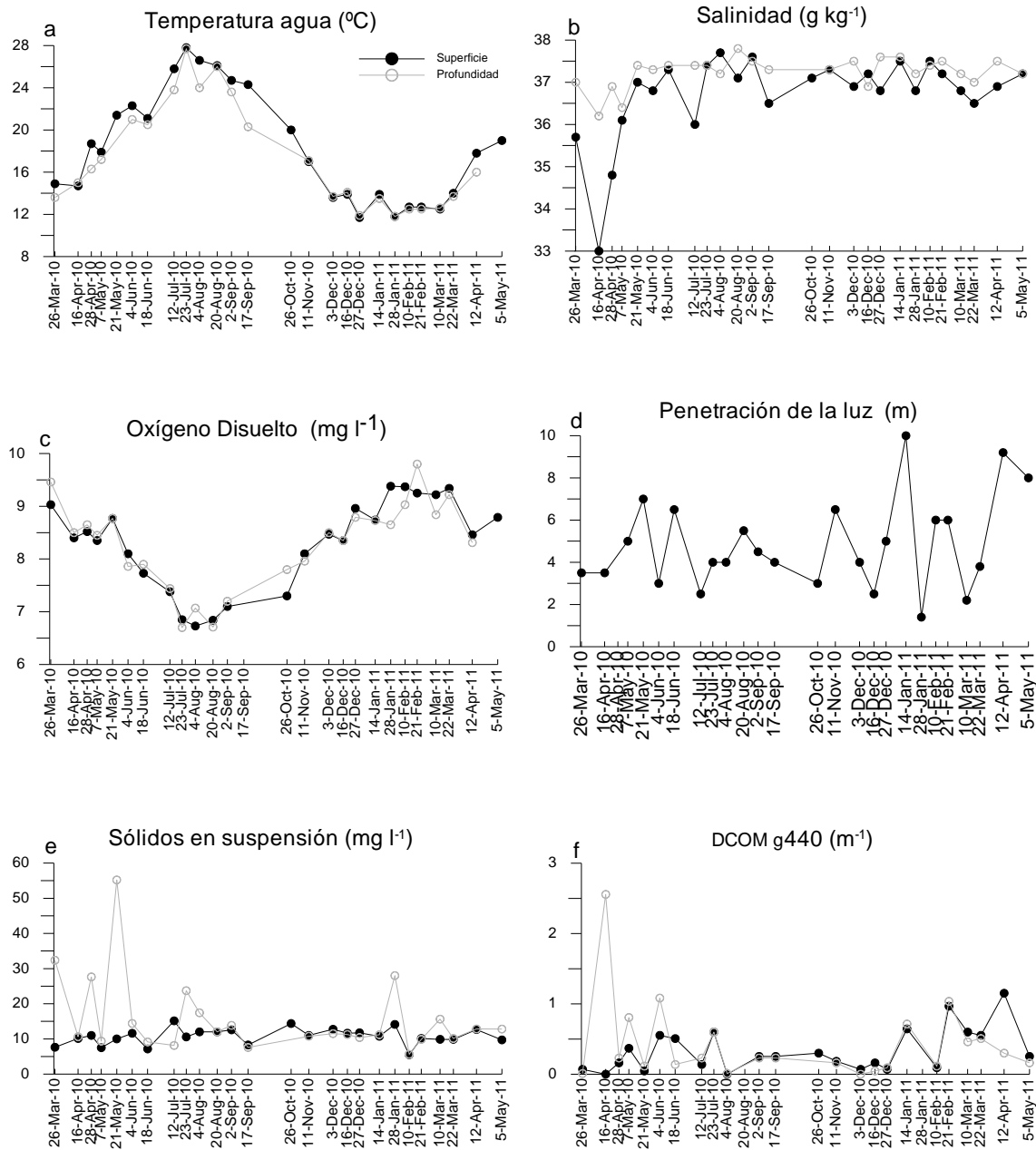


Fig. 4.2.16 Variación temporal de la calidad del agua en la estación de muestreo P6.

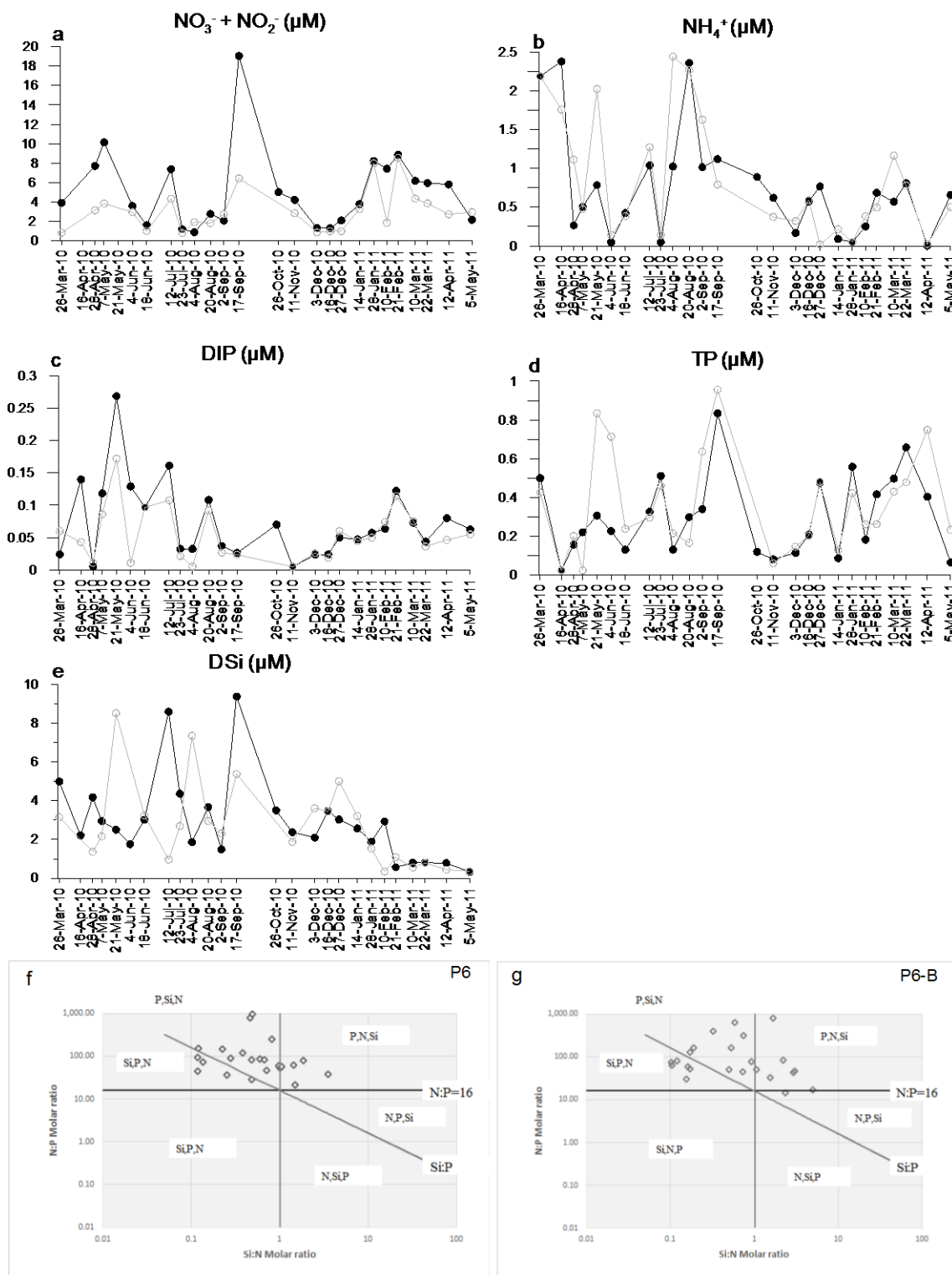


Fig. 4.2.17 Variación temporal de la calidad del agua (nutrientes) en la estación de muestreo P6.

La suma de nitratos y nitritos fue en la mayoría de las campañas superior en superficie (figura 4.2.17.a) y presentó un mismo patrón de comportamiento a ambas profundidades, aunque las variaciones fueron más acusadas en superficie. La máxima concentración se dio

el 17 de septiembre de 2010 con 19.5 μM en superficie, otro pico se observa el 7 de mayo de 2010 con 10.14 μM . En el fondo el máximo se alcanzó el 21 de febrero de 2011 con 8.54 μM . Los valores más bajos se dieron el mes de julio llegando a 0.87 μM en superficie y 0.78 μM en el fondo. El mes de diciembre también se caracterizó por sus bajas concentraciones.

La concentración de amonio, en general, presentó valores muy similares en ambas profundidades. Se observa una importante variación de la concentración a lo largo del periodo de estudio presentando un comportamiento muy inestable. Destacan varios máximos, el que se alcanzó el 26 de marzo de 2010 con 2.19 μM en superficie y fondo, el del 16 de abril de 2010 con 2.38 μM en superficie y 1.76 μM en fondo y el del 20 de agosto de 2010 con 2.36 μM y 2.44 μM , en superficie y fondo respectivamente.

La concentración de fósforo soluble reactivo en superficie y profundidad presentó valores muy similares al igual que su variabilidad durante el periodo de estudio. En superficie estuvo comprendida entre 0.01 μM del 28 de abril de 2010 y los 0.27 μM del 21 de mayo de 2010. En el fondo los valores oscilaron entre 0.02 μM (28 de abril y 11 de noviembre de 2010) y 0.17 μM (21 de mayo de 2010). En cuanto al fósforo total, las muestras de superficie y profundidad presentaron una variabilidad similar siendo los picos más acusados en las muestras de fondo. Es el 17 de septiembre de 2010 cuando se alcanzan los valores más elevados tanto en superficie como en profundidad. En superficie se alcanzaron valores de 0.83 μM y en el fondo 0.96 μM . La concentración en el fondo presentó otros máximos como el del 21 de mayo de 2010 con 0.84 μM y el del 12 de abril de 2011 con 75 μM . El 21 de mayo de 2010 la concentración de superficie también presentó un pico con 0.31 μM . Los valores más bajos se dieron el 16 de abril de 2010 con 0.03 μM en ambas profundidades.

La figura 4.2.17.e muestra como la concentración de ácido ortosilícico en superficie y fondo tuvo comportamientos diferentes a lo largo del periodo de estudio. En superficie las máximas concentraciones se alcanzaron el 17 de septiembre y el 12 de julio con 9.37 μM y 8.59 μM , respectivamente. La concentración más baja fue de 0.33 μM y fue registrada el 5 de mayo de 2011. En cuanto a las muestras tomadas en profundidad los valores más elevados se dieron el 21 de mayo y el 4 de agosto con 8.52 μM y 7.35 μM , respectivamente. La concentración más baja fue de 0.34 μM , el 10 de febrero de 2011.

El nutriente limitante en la muestra tomada en superficie fue el fósforo en el 77.3 % de los casos y el sílice en el 22.7 %. En la muestra tomada en fondo en el 69.6% de los casos el nutriente limitante fue el fósforo mientras que el sílice lo fue en el 26.1% y el nitrógeno 4%.

B. COMUNIDAD DE FITOPLANCTON

El número total de taxones identificados en esta estación de muestreo fue de 71 pertenecientes a 8 grupos de fitoplancton diferentes (tabla 4.2.6). En las muestras superficiales se identificaron 69 taxones diferentes mientras que en las de fondo 46. El grupo con un mayor número de taxones diferentes fueron en superficie los dinoflagelados con 31, seguido de dinoflagelados con 29 y clorofíceas con 3 en superficie. En profundidad el grupo con un mayor número de taxones fueron las diatomeas con 25 seguido de dinoflagelados con 14. El mayor número de taxones diferentes en superficie se identificó en las campañas del 28

de abril de 2010 con 24 y del 12 de abril de 2011 con 22. En esas mismas campañas también se registraron en profundidad el mayor número de taxones diferentes con 18 y 15, respectivamente.

GRUPO	TAXONES	
	superficie	fondo
Dinoflagelados	31	14
Diatomeas	29	25
Euglenofitas	2	2
Cloroficeas	3	1
Prasinoficeas	1	1
Haptofitas	1	2
Rafidofitas	2	0
Crisofitas	0	0
Dictyocales	0	1
Criptofitas	0	0

Tabla 4.2.6. Número de taxones pertenecientes a cada grupo en la estación de muestreo P6.

La mayor abundancia celular medida en las muestras superficiales de esta estación fue de 413260 cel l⁻¹ siendo la especie dominante *Pseudo-nitzschia cf. pungens* con 396180 cel l⁻¹. Esta elevada densidad celular se alcanzó el 26 de marzo de 2010.

La segunda mayor abundancia celular alcanzada fue de 159160 cel l⁻¹ y se dio en la campaña del 21 de mayo de 2010. Esta elevada concentración vino dada por la diatomea *Chatoceros affinis* con una concentración de 158400 cel l⁻¹. En las muestras tomada en el fondo la máxima densidad celular se registró el 4 de junio de 2010 con 969585 cel l⁻¹ consecuencia de la concentración elevada de la diatomea *Bacillaria paxillifer* con 969505 cel l⁻¹.

Como puede observarse en la figura 4.2.18.f y 4.2.18.g. El grupo que contribuye más a la comunidad de fitoplancton tanto en superficie como en profundidad son las diatomeas. Dinoflagelados y rafidofíceas son los siguientes grupos más importantes en cuanto a abundancia relativa.

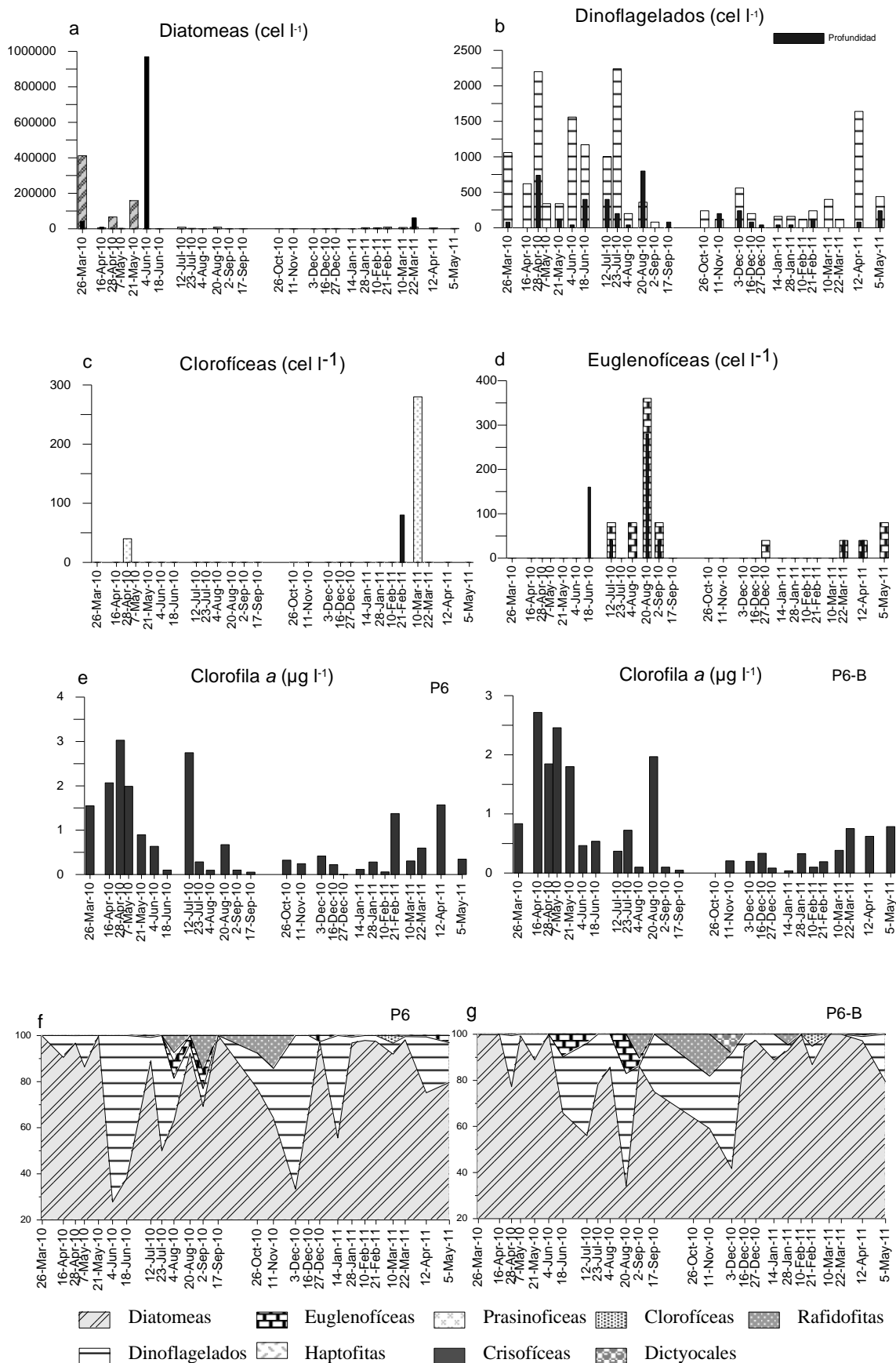


Fig. 4.2.18 Variación temporal de la comunidad de fitoplancton en la estación de muestreo P6.

En cuanto a los dinoflagelados (figura 4.2.18.b) alcanzaron su máxima concentración en superficie el 23 de julio de 2010 con 2240 cel l⁻¹, siendo la especie más abundante *Scrippsiella cf. trochoidea* con 1190 cel l⁻¹. En esta campaña los dinoflagelados contribuyeron en un 50 % a la densidad total de la comunidad. La segunda concentración más importante se dio el 28 de abril de 2010 con 2200 cel l⁻¹ destacando *Ceratium furca* con 740 cel l⁻¹ y *Prorocentrum micans* con 620 cel l⁻¹. El 12 de abril de 2011 la concentración fue de 1640 cel l⁻¹ de las que 840 cel l⁻¹ eran de *Scrippsiella cf. trochoidea*. Los dinoflagelados dominaron en la comunidad de fitoplancton las campañas del 4 de junio de 2010 (72.2 %) y del 3 de diciembre de 2010 (66.7 %). En general en superficie, la concentración de dinoflagelados fue menor de agosto a febrero. En cuanto a las muestras tomadas en profundidad, destaca la campaña del 20 de agosto de 2010 con 360 cel l⁻¹ siendo la mayoría de ellas individuos del género *Gymnodinium*.

En cuanto a las clorofíceas, la gráfica 4.2.18.c muestra como en superficie únicamente aparecieron el 10 de marzo de 2011 y el 28 de abril de 2010 y en profundidad el 21 de febrero de 2011, en estas campañas la concentración no superó las 300 cel l⁻¹. Las euglenofíceas aparecieron con mayor frecuencia que las clorofíceas tanto en las muestras superficiales como en las de fondo y principalmente durante el verano. Tanto en superficie como en profundidad destaca el pico del 20 de agosto de 2010 con 360 cel l⁻¹ en superficie, 280 cel l⁻¹ de *Eutreptiella gymnastica* y 80 del género *Eutreptia*, y 280 cel l⁻¹ en la muestra de fondo. Las rafidofíceas aparecieron entre los meses de septiembre y noviembre con concentraciones máximas de 160 cel l⁻¹ de *Chatonella cf. subsalsa* el 2 de septiembre en las muestras tomadas en superficie.

En cuanto a la clorofila *a*, la figura 4.2.18.e muestra como tanto en superficie como en profundidad la concentración de este parámetro se ve disminuida desde el mes de agosto hasta febrero con valores mínimos de 0.05 µg l⁻¹ el 17 de septiembre en superficie y 0.04 µg l⁻¹ el 14 de enero en profundidad. Las máximas concentraciones de clorofila *a* en superficie se dieron el 28 de abril de 2010 con 3.03 µg l⁻¹ y el 12 de julio con 2.70 µg l⁻¹. El máximo valor en las muestras de fondo se dio el 16 de abril de 2010 con 2.7 µg l⁻¹.

Los taxones que aparecieron con una mayor concentración tanto en superficie como en profundidad y de forma recurrente fueron las diatomeas, *Pseudo-nitzschia cf. pungens*, *Chaetoceros affinis*, *Bacillaria paxillifer*, *Proboscia alata*, *Thalassionema nitzschioides*, *Asterionellopsis glacialis* y *Skeletonema costatum*. En cuanto a dinoflagelados, el más abundante y frecuente fue *Scrippsiella cf. trochoidea* con concentraciones más abundantes en superficie que en profundidad. La euglenofícea *Eutreptiella gymnastica* y la rafidofícea *Chatonella cf. subsalsa* aparecieron tanto en superficie como en profundidad en bajas concentraciones y de forma esporádica.

En esta estación de muestreo se identificaron 28 taxones tóxicos o formadores de blooms: *Alexandrium cf. minutum* (superficie), *Gymnodinium catenatum*, *Gymnodinium cf. impudicum*, *Ceratium fusus*, *Dinophysis acuminata* (superficie), *Dinophysis caudata* (fondo), *Heterocapsa cf. triquetra*, *Karenia sp.*, *Prorocentrum lima* (sólo en fondo), *Prorocentrum lima*, *Prorocentrum micans*, *Prorocentrum minimum*, *Prorocentrum triestinum*, *Scrippsiella cf. trochoidea*, *Amphora sp.*, *Asterionellopsis glacialis*, *Cerataulina pelagica*, *Coscinodiscus centralis*, *Chaetoceros danicus*, *Cylindroteca closterium*, *Guinardia delicatula*, *Pseudo-nitzschia cf. pungens*, *Skeletonema costatum*, *Thalassionema nitzschioides*, *Thalassiosira*, *Chattonella cf. subsalsa*, *Eutreptiella gymnastica* y *Phaeocistis cf. cordata*.

4.2.7 ESTACIÓN DE MUESTREO P7

A. CARACTERÍSTICAS FISICOQUÍMICAS

La temperatura del agua en la estación de muestreo P7 estuvo comprendida entre 8.8 °C registrados el 10 de febrero de 2011 y 27.5 °C alcanzados el 23 de julio de 2010. En los meses de julio y agosto la temperatura se mantiene prácticamente constante entorno a los 27 °C, desciende a partir de septiembre y vuelve a aumentar a partir de finales de febrero.

La salinidad presentó una gran variabilidad a lo largo del estudio, alcanzando un máximo de 36.7 g kg⁻¹ en los meses de noviembre y diciembre y un mínimo de 11.4 g kg⁻¹ el 10 de febrero de 2011 y 19.6 g kg⁻¹ el 14 de enero de 2011.

La figura 4.2.19.c muestra como el comportamiento de la concentración de oxígeno es inverso al de la temperatura del agua, con mínimos en la estación estival y máximos durante el invierno. La concentración más baja de oxígeno 4.85 mg l⁻¹ se midió el 2 de septiembre de 2010 y la más elevada fue de 13.3 mg l⁻¹, registrados el 10 de marzo de 2011, esta concentración destaca claramente sobre el resto de mediciones realizadas.

La penetración de la luz medida mediante disco secchi presentó dos máximos de 3.5 m el 10 de febrero y el 12 de abril de 2011. El 3 de diciembre de 2010 se registró el mínimo con 1 m de profundidad. La gráfica 4.2.19.e muestra como los sólidos en suspensión se mantienen entorno a 12.0 mg l⁻¹ desde agosto hasta principios de diciembre. Desciende durante diciembre, enero y febrero hasta llegar a un mínimo de 3.6 mg l⁻¹ el 10 de febrero. Y es durante la primavera cuando más oscilaciones se producen entre las campañas llegando a alcanzar un máximo de 20 mg l⁻¹ el 10 de marzo de 2011. La materia orgánica disuelta coloreada presentó una gran variabilidad y estuvo comprendida entre 0.02 m⁻¹ y 0.94 m⁻¹.

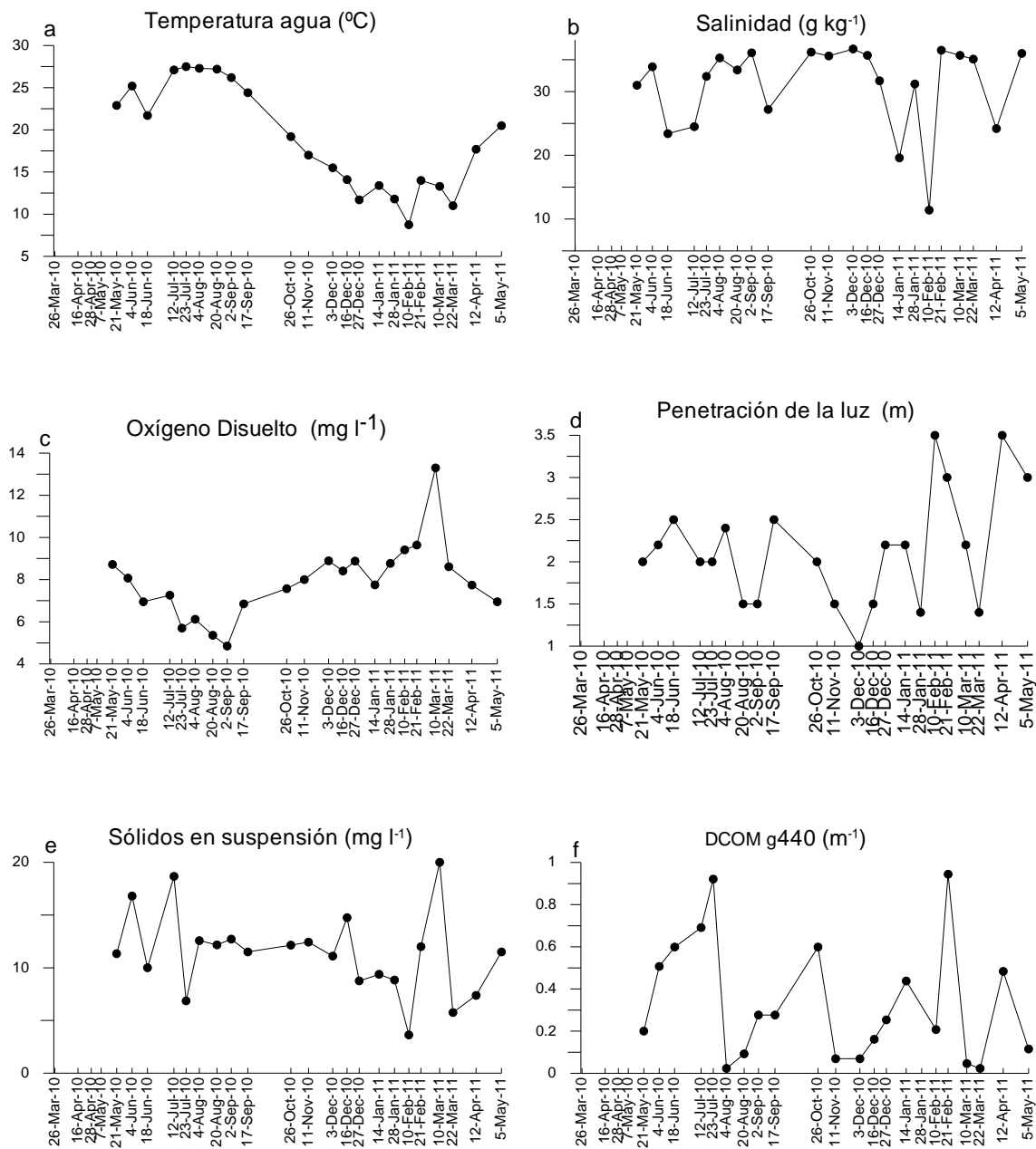


Fig. 4.2.19 Variación temporal de la calidad del agua en la estación de muestreo P7.

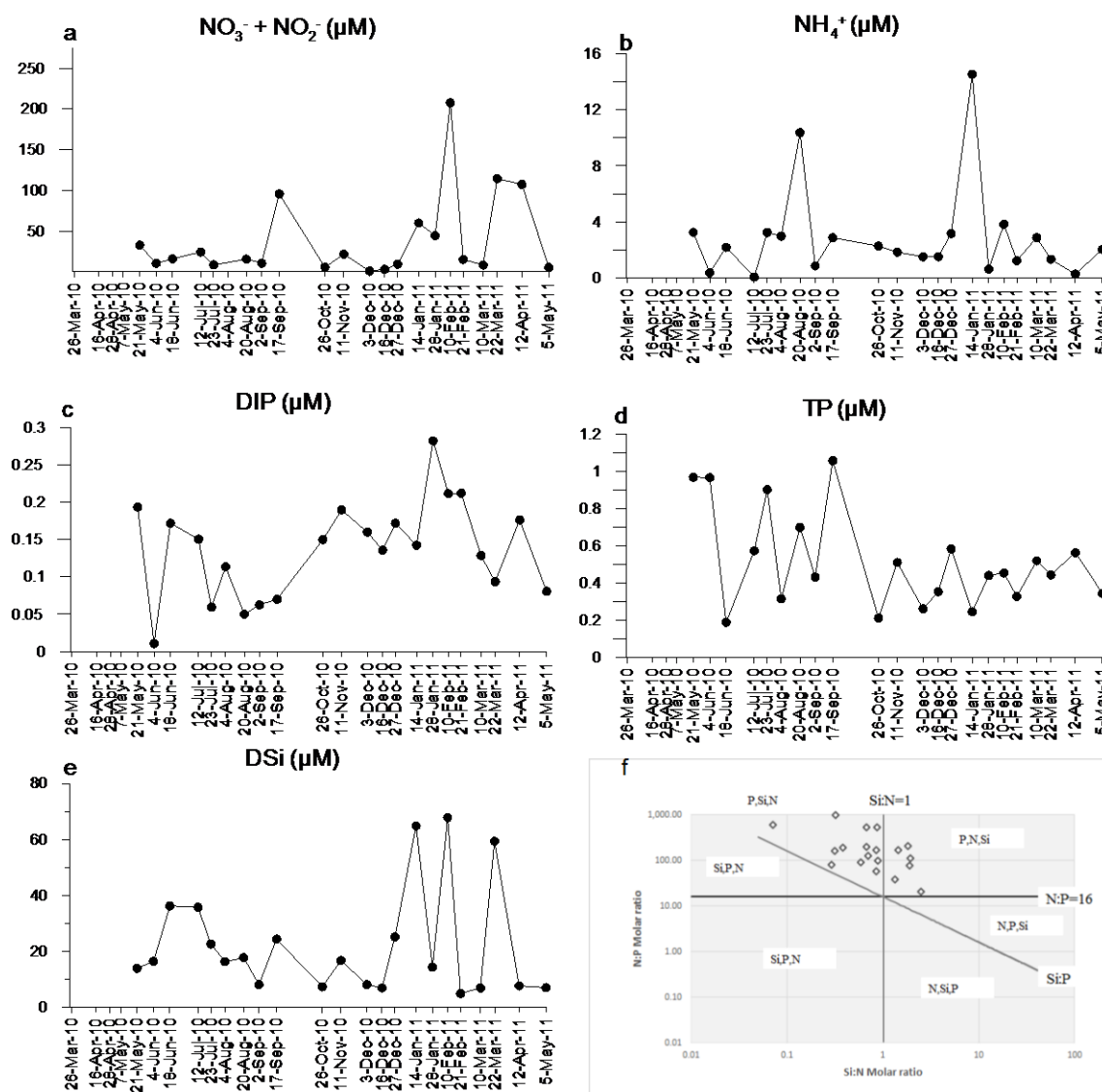


Fig. 4.2.20 Variación temporal de la calidad del agua (nutrientes) en la estación de muestreo P7.

La figura 4.2.20.a muestra como la suma de nitratos y nitritos presenta tres picos de concentración. El 10 de febrero de 2011, se alcanzó la máxima concentración con 207.64 μM , el 22 de marzo y el 12 de abril de ese mismo año se alcanzaron 114.74 μM y 107.73 μM , respectivamente. El 17 de septiembre se llegó a 96.21 μM . El valor más bajo se registró el 3 de diciembre con 1.79 μM . La concentración de amonio presentó un comportamiento estable entorno a 3 μM , pero presentó dos incrementos. El 14 de enero de 2011 se alcanzó la máxima concentración con 14.55 μM , la siguiente concentración más elevada fue de 10.37 μM el 20 de agosto de 2010.

La concentración de fósforo soluble reactivo estuvo comprendida entre 0.01 μM el 4 de junio de 2010 y 0.28 μM , el 28 de enero de 2011. Los valores más bajos se dieron en julio, agosto y septiembre. El fósforo total presentó una concentración comprendida entre 0.19 μM y 1.06 μM . La gráfica 4.2.30.d muestra como las variaciones de la concentración son mayores entre los meses de mayo y septiembre. Los valores más elevados se dieron el 17 de septiembre, el 23 de julio y en las campañas de junio. Por el contrario, la sílice presentó sus

valores más elevados y las máximas oscilaciones de diciembre a abril. Las máximas concentraciones se dieron el 10 de febrero de 2011 con 67.85 μM , el 14 de enero de 2011 con 64.88 μM y el 22 de marzo de 2011 con 59.35 μM . El valor más bajo se dio el 21 de febrero con 4.96 μM .

El nutriente limitante en este punto siempre ha sido el fósforo, tal y como muestra la figura 4.2.20.f. Como nutriente limitante secundario, en el 68% el nitrógeno y en el 32% de los casos ha sido el sílice.

B. COMUNIDAD DE FITOPLANCTON

El número total de taxones identificados en esta estación de muestreo fue de 44 pertenecientes a 6 grupos de fitoplancton diferentes (tabla 4.2.7), el grupo con un mayor número de taxones diferentes fueron las diatomeas con 22, seguido de dinoflagelados con 17. El mayor número de taxones diferentes se identificó en la campaña del 23 de julio de 2010 con 16.

GRUPO	TAXONES
Dinoflagelados	17
Diatomeas	22
Euglenofitas	2
Cloroficeas	2
Prasinoficeas	0
Haptofitas	1
Rafidofitas	1
Crisofitas	0
Dictyocales	0
Criptofitas	0

Tabla 4.2.7. Número de taxones pertenecientes a cada grupo en la estación de muestreo P7.

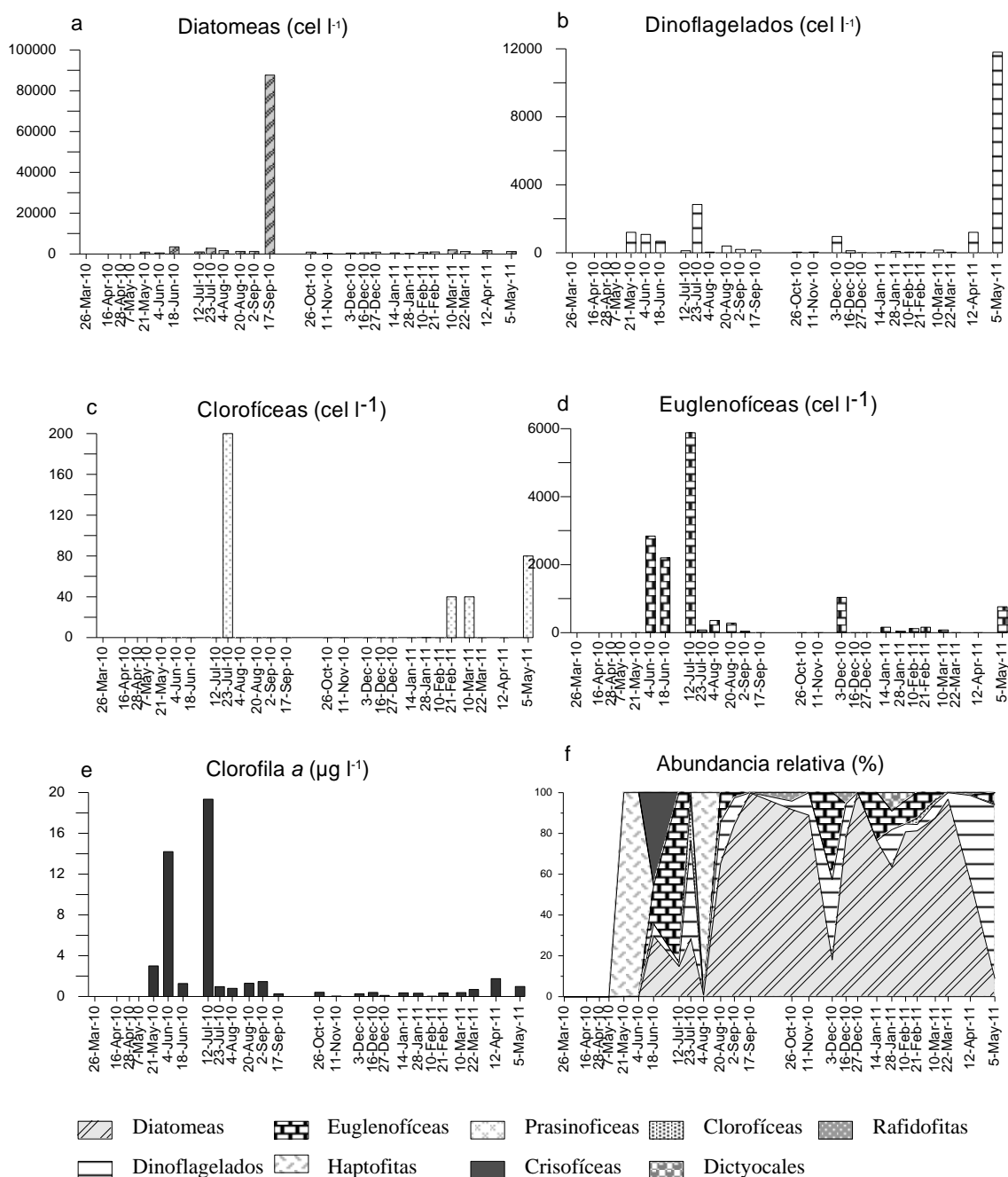


Fig. 4.2.21 Variación temporal de la comunidad de fitoplancton en la estación de muestreo P7.

La mayor abundancia celular alcanzada en esta estación fue de 4551477 cel l⁻¹ el 4 de junio de 2010, seguida de 3231363 cel l⁻¹ el 21 de mayo de 2010 y 206865 cel l⁻¹ el 4 de agosto de 2010. En las tres campañas la elevada densidad celular vino dada por la haptofita *Phaeocystis cf. cordata* (figura 4.2.21) con una concentración máxima de 4547037 cel l⁻¹. La gráfica 4.2.21.a muestra un pico de concentración de diatomeas el 17 de septiembre llegando a 87686 cel l⁻¹, siendo la mayoría de ellas de la especie *Bacillaria paxillifer*. Los dinoflagelados también presentaron un pico de concentración de el 7 de mayo de 2010 con 11800 cel l⁻¹, de las que 10440 cel l⁻¹ pertenecían al género *Scrippsiella* y 600 cel l⁻¹ a *Prorocentrum micans*. En esta campaña los dinoflagelados alcanzaron su máxima abundancia relativa con un 85% de la comunidad

de fitoplancton, seguida de la campaña del 16 de abril de 2010 con un 42% (en esta última su concentración fue mucho menor con 1200 cel l⁻¹ de las cuales la mayoría pertenecían al género *Gymnodinium*).

Las clorofíceas aparecieron principalmente en la campaña del 23 de julio con una concentración de 1320 cel l⁻¹ de las que 1120 cel l⁻¹ pertenecían al género *Zygnema*. Las euglenofíceas aparecieron en los meses de junio y julio, principalmente la especie *Eutreptiella gymnastica*, llegando en la campaña del 12 de julio a una concentración máxima de 5880 cel l⁻¹ y suponiendo el 83% de la población de fitoplancton.

En cuanto a la clorofila *a*, ésta presentó dos picos de concentración. El más acusado fue el 12 de julio con 19.3 µg l⁻¹ y que coincidió con la proliferación de *Eutreptiella gymnastica*. El segundo valor más elevado se alcanzó el 4 de junio de 2010 con 14.2 µg l⁻¹, coincidiendo con la proliferación más importante de haptofita *Phaeocystis cf. cordata*.

Los taxones que presentaron mayores densidades en esta estación de muestreo fueron la haptofita *Phaeocystis cf. cordata* seguida de las especies pertenecientes al grupo de las diatomeas *Bacillaria paxillifer*, *Proboscia alata* y *Thalassionema nitzschioides*. De dinoflagelados destacaron principalmente los géneros *Scrippsiella* y *Gymnodinium*, así como la especie *Prorocentrum micans* y la euglenofita *Eutreptiella gymnastica*. Los taxones más frecuentes fueron, por este orden, las diatomea *Bacillaria paxillifer*, el género *Scrippsiella*, *Proboscia alata*, el género *Pseudo-nitzschia*, *Chaetoceros affinis*, *Proboscia alata*, *Cylindrotheca closterium*, y *Leptocylindrus mediterraneus*.

En esta estación de muestreo se identificaron 24 taxones tóxicos o formadores de blooms. Estos taxones fueron: *Akasimo sanguinea*, *Alexandrium cf. minutum*, *Gymnodinium catenatum*, *Gymnodinium cf. impudicum*, *Ceratium fusus*, *Dinophysis sacculus*, *Heterocapsa cf. triquetra*, *Karenia sp.*, *Prorocentrum lima*, *Prorocentrum micans*, *Prorocentrum triestinum*, *Scrippsiella cf. trochoidea*, *Cerataulina pelágica*, *Coscinodiscus centralis*, *Cylindrotheca closterium*, *Guinardia delicatula*, *Pseudo-nitzschia cf. pungens*, *Skeletonema costatum*, *Thalassionema nitzschioides*, *Thalassiosira*, *Chattonella cf. subsalsa*, *Phaeocystis cf. cordata*, *Phaeocystis cf. globosa* y *Eutreptiella gymnastica*.

4.2.8 INFLUENCIA DE LOS APORTES DE LA RED DE ACEQUIAS DEL MARJAL SOBRE LA CONCENTRACIÓN DE NUTRIENTES DEL PUERTO

Aportes de DIN

La figura 4.2.22 muestra la variación de los aportes de la red de acequias al puerto así como la concentración de nitratos y nitritos en las diferentes estaciones de muestreo a lo largo de todo el periodo de estudio. En ella puede observarse como a grandes rasgos incrementos en los aportes de DIN dan lugar a incrementos en la concentración de nitratos y nitritos en las muestras superficiales. El test de correlación de Spearman muestra correlaciones significativas ($p < 0.05$) positivas entre los aportes de DIN y la concentración de nitratos y nitritos en todas las muestras superficiales de las estaciones de muestreo a excepción de las estaciones P3 y P7. La estación P1 presenta una correlación positiva moderada ($R_{\text{Spearman}} = 0.6070$) entre su concentración y los aportes llevados a cabo por la acequia Molí, mientras que no se ve influenciada por las otras dos acequias. La concentración en la estación P2 presenta una fuerte correlación positiva ($R_{\text{Spearman}} = 0.8813$) con los aportes de las acequias Rei-Nova y Auir. En la estación P4 también se da una fuerte correlación positiva ($R_{\text{Spearman}} = 0.9514$) con los aportes de las acequias Rei-Nova y Auir. En las estaciones P5 y P6 esta correlación es débil ($R_{\text{Spearman}} = 0.4815$ en P5 y $R_{\text{Spearman}} = 0.4545$ en P6) (grado de correlación según clasificación Torres (2004)).

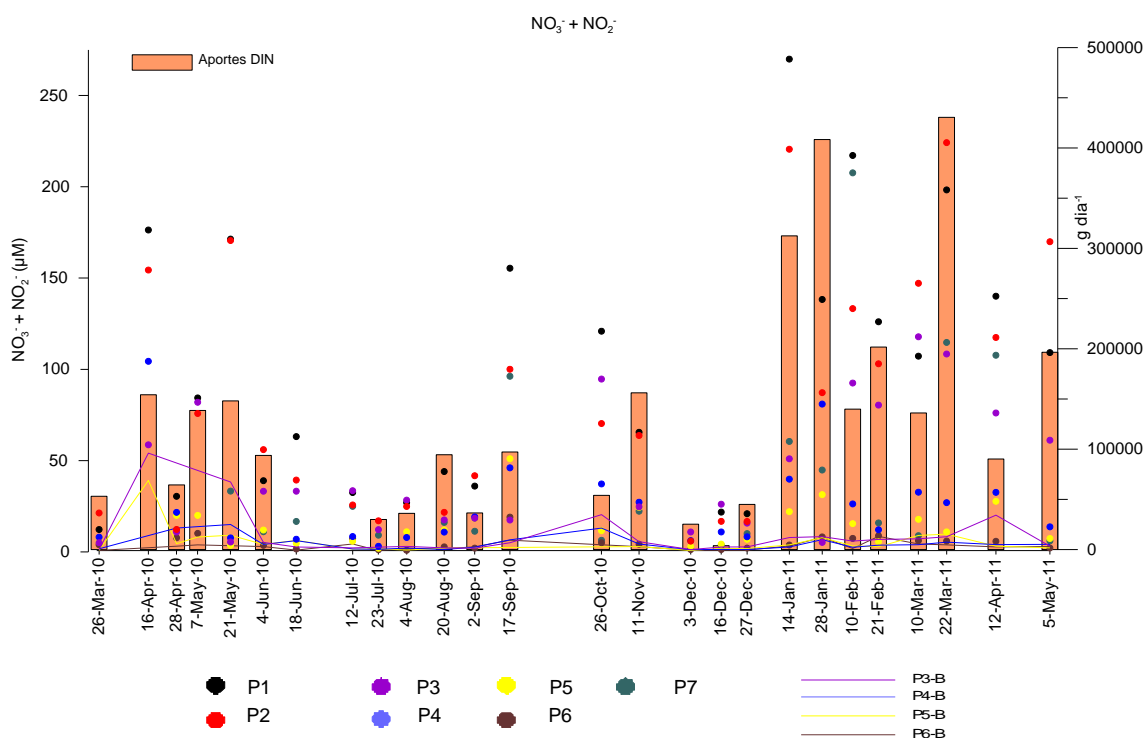


Fig. 4.2.22. Aportes de DIN por la red de acequias del marjal y concentración de nitratos y nitritos en las estaciones de muestreo.

La clasificación EEA de la calidad del agua en función de la concentración de nitratos (Crouzet et al., 1999) indica en el 97% de las muestras una calidad del agua mala (concentración de nitratos y nitritos $> 16 \mu\text{M}$).

El coeficiente de correlación de Spearman no muestra ninguna correlación significativa entre aportes de N-amoniaco y la concentración de amonio en el Puerto. Por otro lado, el test de correlación de Spearman muestra una correlación moderada entre episodios de precipitaciones previas y los aportes de nitrógeno amoniaco ($p < 0.05$, $R_{\text{Spearman}} = 0.5305$).

La gráfica 4.2.23 muestra como los máximos valores de concentración de amonio en las estaciones de muestreo que se produjeron el 20 de agosto se corresponde con un pico de aportes de nitrógeno amoniaco por las acequias que drenan el marjal. Esta relación no ocurre en las campañas del 17 de septiembre y el 26 de octubre de 2010, en esta última campaña también se observan incrementos de concentración en las muestras tomadas en el fondo. Por otro lado, cuando se produjeron los picos de aporte de N-amoniaco en las campañas del 28 de enero de 2011 y 3 de diciembre de 2010 no se observaron incrementos en la concentración de amonio en las estaciones.

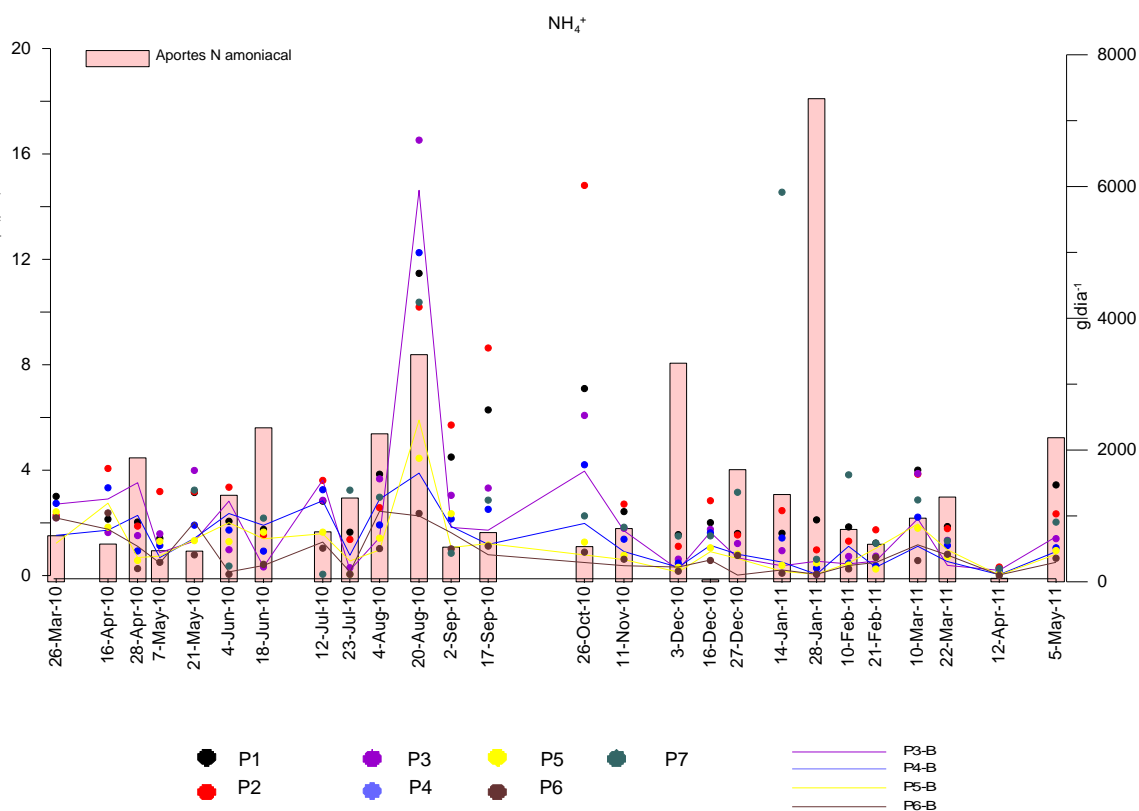


Fig. 4.2.23. Aportes de DIN por la red de acequias del marjal y concentración de amonio en las estaciones de muestreo.

Las campañas que presentaron picos de amonio en las estaciones del puerto (principalmente en las estaciones más cercanas a las acequias P1, P2 y P3) no coincidieron siempre con los máximos aportes de las acequias pero si coincidieron frecuentemente con las máximas concentraciones de amonio en ellas. La tabla 4.1.7 del capítulo anterior muestra como en la campaña del 20 de agosto las acequias fueron ricas en amonio ya que las tres acequias alcanzaron máximas concentraciones con $2.99 \mu\text{M}$ en la acequia Molí, $5.50 \mu\text{M}$ la acequia Rei-Nova y $7.11 \mu\text{M}$ la acequia Auir. En la campaña del 17 de septiembre las concentraciones también fueron muy elevadas en las acequias con $2.66 \mu\text{M}$, $3.91 \mu\text{M}$ y 8.22

μM , en las acequias Molí, Rei-Nova y Auir, respectivamente. En la campaña del 26 de octubre las concentraciones no fueron tan elevadas como en las otras dos campañas pero si superiores a los valores medios de las acequias registrándose $1.15 \mu\text{M}$, $2.88 \mu\text{M}$ y $5.08 \mu\text{M}$. En las tres campañas se produjeron episodios de precipitaciones en los días previos o en ese mismo día como es el caso del 17 de septiembre. Si se tienen en cuenta únicamente las campañas en las que se produjeron precipitaciones previas, se encuentra una fuerte correlación significativa entre el aporte de N-amoniaco por parte de la acequia Molí y la concentración del mismo en la estación P1.

Aportes de DIP y TP

Aunque los aportes de DIP de las acequias no presentaron correlación con la concentración del mismo en las estaciones del muerto, la gráfica 4.2.24 si muestra como en la campaña del 28 de enero de 2011, en la que se registró un aporte muy superior al realizado durante todo el estudio, la concentración en el puerto aumento llegando al máximo de $0.60 \mu\text{M}$ (55% de los aportes de fósforo total en forma soluble). Otras campañas donde se observaron picos de concentración de DIP, fundamentalmente en las estaciones P1, P2 y P3, fueron el 26 de octubre, el 21 de mayo del 2010 y el 20 de agosto. El test de correlación de Spearman muestras correlaciones significativas ($p < 0.05$) positivas entre los aportes de TP de las acequias Rei- Nova y Auir y la concentración de DIP en las estaciones P4 y P5. Como muestra la figura 4.2.26 el 20 de agosto se produjo el mayor aporte de TP de todo el estudio y la acequia Rei-Nova presentó una de sus concentraciones más elevadas de DIP y máxima concentración de TP con $0.23 \mu\text{M}$ y $8.44 \mu\text{M}$ (tabla 4.1.7), respectivamente. El 21 de mayo de 2010 la acequia Auir presentó una de sus mayores concentraciones de TP con $1.76 \mu\text{M}$ siendo un 80% del fósforo aportado en forma soluble. El 26 de octubre de 2010 los aportes de TP no son elevados pero un 94% del fósforo aportado estaba en forma soluble, la acequia Rei-Nova presentó su segunda concentración más elevada de DIP con $0.25 \mu\text{M}$.

La clasificación EEA de la calidad del agua en función de la concentración de ortofosfatos (Crouzet et al., 1999) indica en el 99% de las muestras una calidad del agua buena (concentración de DIP $< 0.5 \mu\text{M}$).

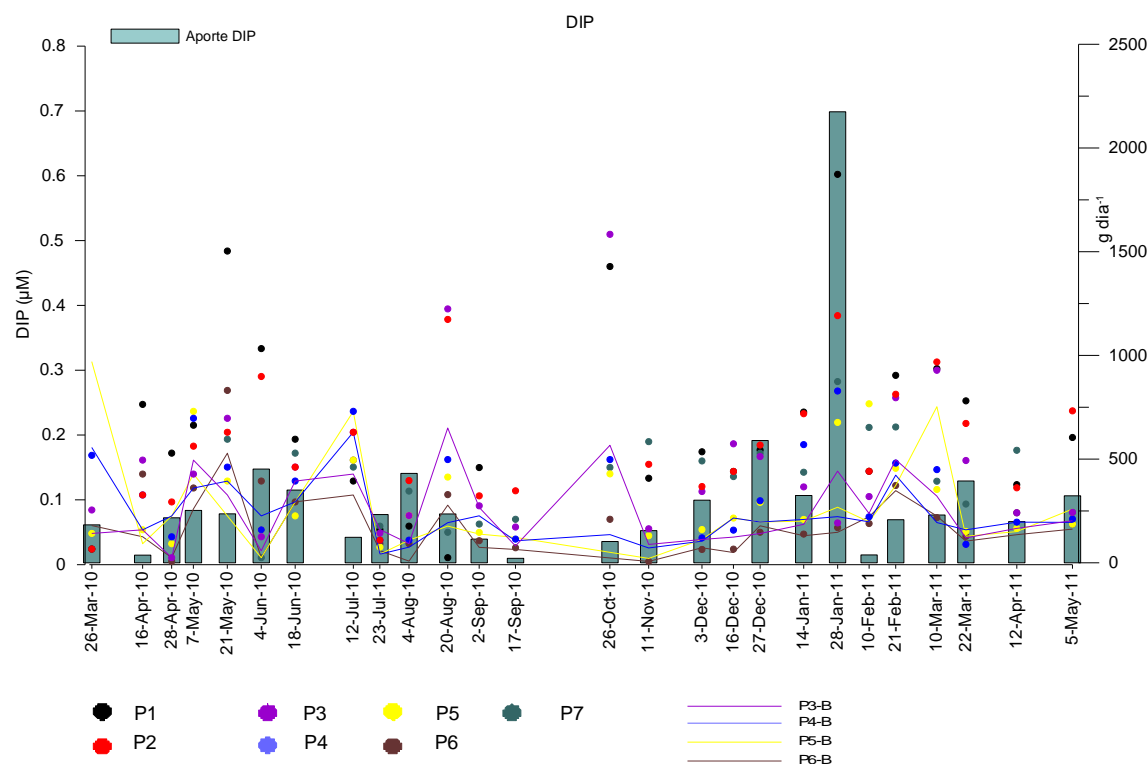


Fig. 4.2.24. Aportes de DIP por la red de acequias del marjal y concentración de DIP en las estaciones de muestreo.

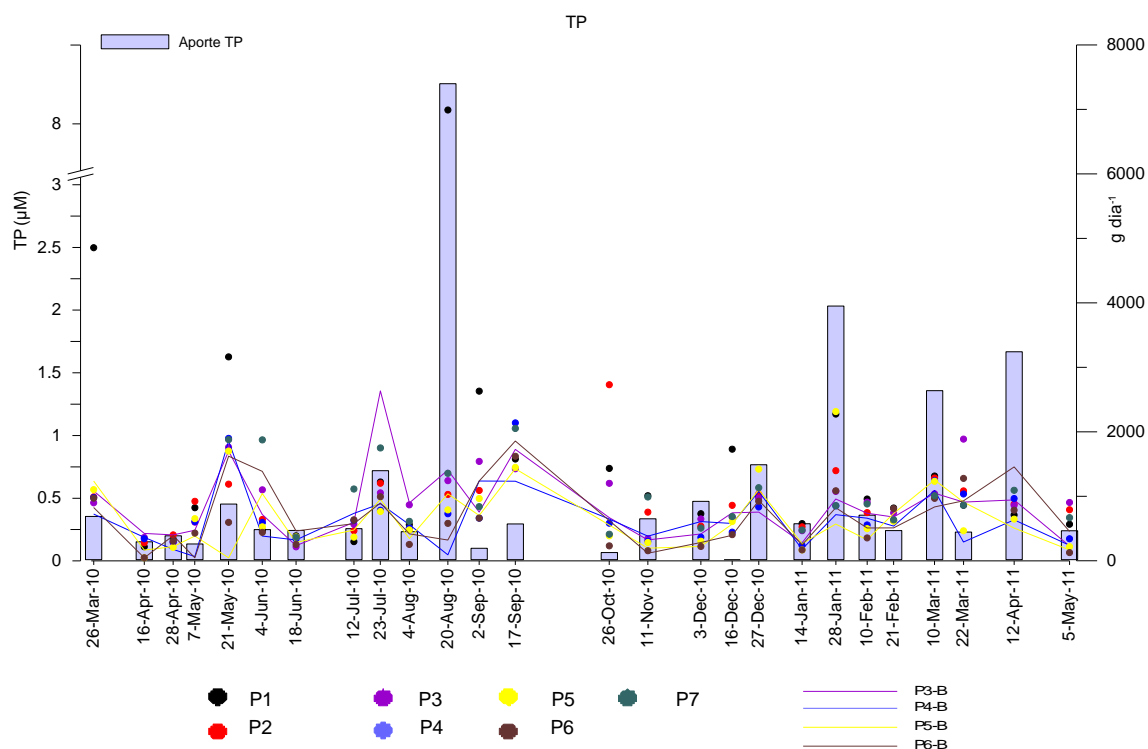


Fig. 4.2.25. Aportes de TP por la red de acequias del marjal y concentración de TP en las estaciones de muestreo.

El test de correlación de Spearman muestra correlación significativa ($p < 0.05$) entre los aportes de TP de las acequias y la concentración del mismo en las estaciones de muestreo superficiales P2, P4 y P5. Las estaciones P1, P3, P6 y P7 no presentan correlación con los

aportes. La concentración en la estación P2 presenta una moderada correlación positiva ($R_{\text{Spearman}}=0.7230$) con los aportes de las acequias Rei-Nova y Auir. En la estación P4 también se da una débil correlación positiva ($R_{\text{Spearman}}=0.4861$) con los aportes de las acequias Rei-Nova y Auir. En la estación P5 esta correlación es moderada ($R_{\text{Spearman}}=0.6987$).

Aportes de DSi

El test de correlación de Spearman únicamente muestra una correlación significativa positiva moderada ($p<0.05$; $R_{\text{Spearman}}=0.5547$) entre los aportes de las acequias Rei-Nova y Auir con la concentración de DSi en la estación de muestreo P4. Se observan campañas como las del 16 de abril de 2010, 7 de mayo o el 20 de agosto en el que las concentraciones de DSi en las estaciones son elevadas pero no se observa un pico de aportes pese a que se habían producido precipitaciones previas en los días previos a la toma de muestras.

Sin embargo, la gráfica 4.2.26 muestra como determinados aumentos en los aportes de DSi en campañas en las que no ha habido precipitaciones previas si han producido picos de concentración en las estaciones del puerto. Ejemplo de ello son las campañas del 22 de marzo de 2011 o la del 14 de enero

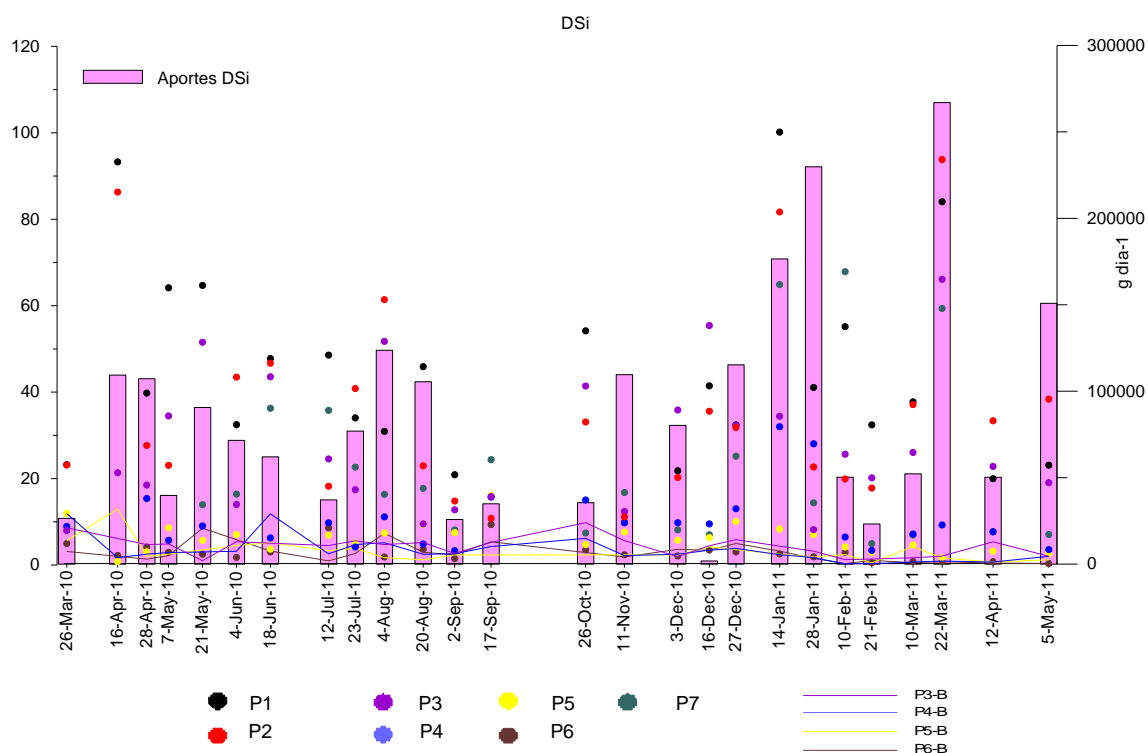


Fig. 4.2.26. Aportes de DSi por la red de acequias del marjal y concentración de DSi en las estaciones de muestreo.

Índice TRIX

El índice de estado trófico TRIX aplicado a las aguas del Puerto de Gandia mostró valores comprendidos entre 0.8 y 4.4. La figura 4.2.27 muestra una condición mesotrófica en las estaciones de muestreo situadas en la parte interior del puerto (P1, P2, P3 y P4) y más próximas al punto de descarga de las acequias que drenan el marjal, así como la estación ubicada en el Club Náutico de Gandia (P7). En las estaciones ubicadas en la bocana (P5) y frente a la bocana (P6) domina un estado oligotrófico. En las muestras tomadas en profundidad también puede observarse esta gradación del índice con una mejora de la calidad del agua a lo largo del transecto realizado desde la estación más alejada del mar (P3-B) hasta el mar (P6-B).

El análisis de la correlación de Spearman aplicado al índice TRIX y los aportes de las acequias al puerto muestra que este índice únicamente se encuentra correlacionado significativamente de forma positiva con los aportes de DIN en la estación de muestreo P1 ($p < 0.05$, $R_{\text{Spearman}} = 0.4516$).

La estación P1 presentó un estado mesotrófico durante todo el periodo de estudio con valores del índice mínimos en diciembre y alcanzando su valor máximo (4.4) en la campaña del 28 de enero. La estación P2 también presentó siempre un estado mesotrófico con valores mínimos en diciembre y valores máximos de 4.1 y 4.2 el 22 de marzo de 2011 y el 2 de septiembre de 2010, respectivamente. En la estación P3 los valores del índice son ligeramente mayores en superficie que en el fondo y en la mayoría de los casos indican un estado mesotrófico. Los valores mínimos se dieron en ambas profundidades en diciembre y el valor máximo se alcanzó en superficie el 10 de febrero de 2011 con 4.2 y en profundidad el 16 de abril con 4.0. La estación P4 también presenta mayores valores en superficie que en profundidad. En los meses de noviembre, diciembre y primera mitad de enero el estado es oligotrófico, el resto de meses el estado es mesotrófico con valores máximos el 16 de abril de 2010 de 3.8 y 3.3 en superficie y profundidad respectivamente. En cuanto a la estación P5 los valores en superficie y profundidad se encuentran entorno a 2.5 alternando entre estados oligotróficos y mesotróficos. En la estación P6 predomina el estado oligotrófico durante todo el periodo de estudio. La estación P7 presenta un estado oligotrófico en los meses de octubre, noviembre y diciembre mientras que en el resto de campañas el estado es mesotrófico con un valor máximo de 4.1 el 12 de julio de 2010.

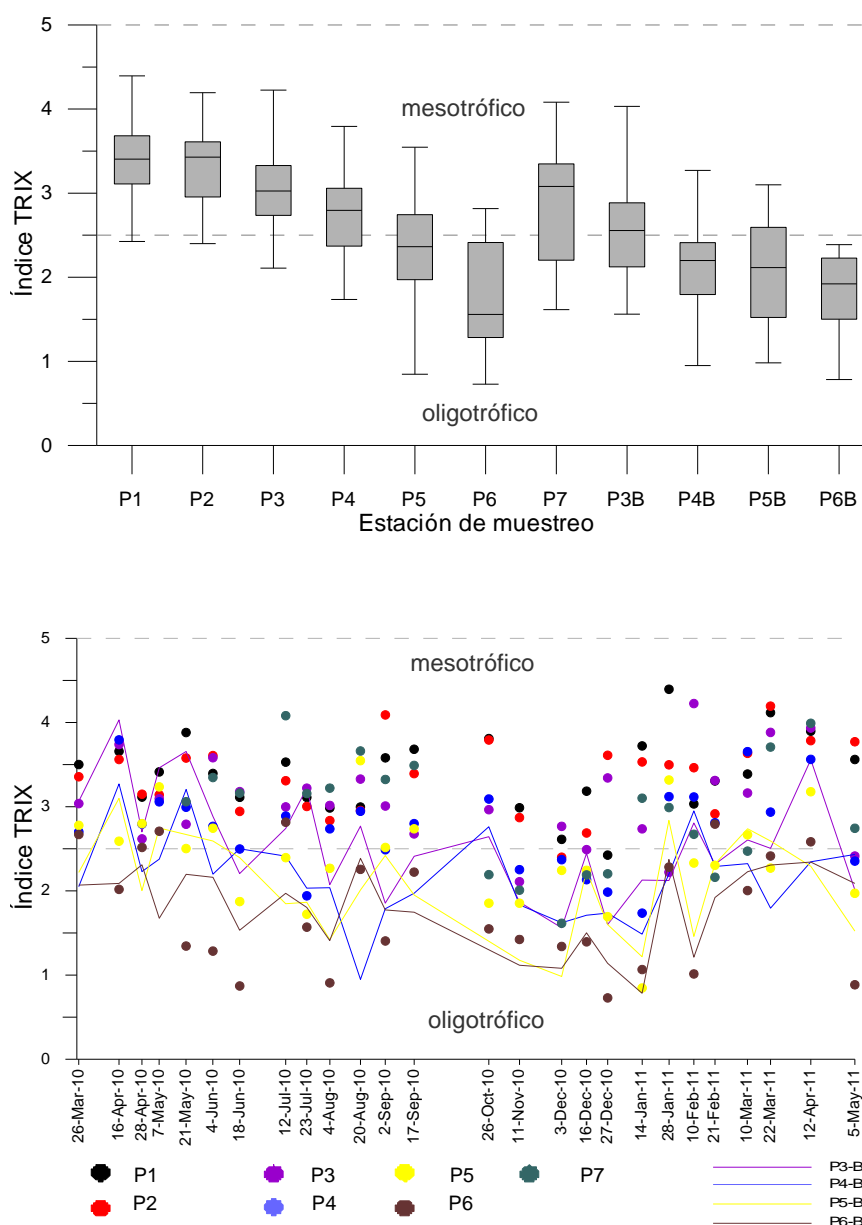


Fig. 4.2.27. Comportamiento del estado trófico indicado por el Índice TRIX.

4.2.9 COMUNIDAD DE FITOPLANCTON

En el Puerto de Gandía se han identificado 98 taxones pertenecientes a 8 grupos diferentes. De estos, 39 fueron diatomeas, 37 dinoflagelados, 9 clorofíceas, 3 prasinofíceas, 3 dictyocales, 2 euglenofíceas, 2 crisofíceas y 1 primnesiofícea. La tabla 4.2.8 muestra los diferentes taxones identificados así como su frecuencia de aparición, densidades medias, máximas y totales y los meses en los que el taxón ha aparecido.

Con el objetivo de identificar grupos homogéneos de estaciones de muestreo en función de su similitud de especies así como de la abundancia de las mismas se ha realizado un análisis de conglomerados jerárquicos (figura 4.2.28).

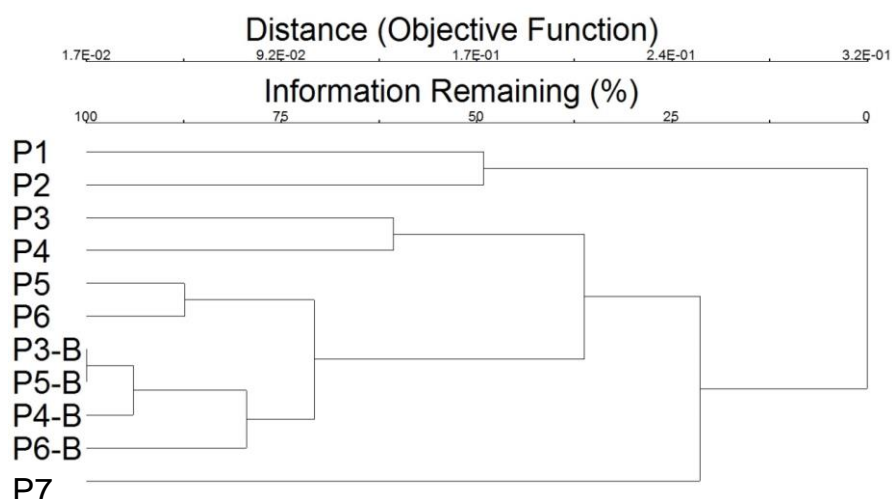


Fig. 4.2.28. Dendrograma del cluster jerárquico de las 7 estaciones de muestreo, usando una matriz de similitudes aplicando la distancia Bray Curtis y como método de linkage el promedio del grupo (group average).

El análisis de conglomerados nos presenta una zona denominada A formada por las estaciones P1 y P2, ubicadas en la zona de desembocadura de la acequia Molí y más alejada del mar; la zona B formada por las estaciones P3 y P4, localizadas después de la zona de aporte de las acequias Rei-Nova y Auir; la zona C formada por las estaciones de la bocana P5 y P6; la zona D formada por las muestras de fondo P3-B, P4-B, P5-B y P6-B y por último la zona E formada por la estación P7 ubicada en el Real Club Náutico de Gandia.

Las zonas B y E presentaron las mayores densidades celulares mientras que los más bajos se dieron en las zonas C y D. No aparecieron diferencias significativas entre zonas ni en la densidad celular ni en la concentración de clorofila *a*.

Las diatomeas presentaron concentraciones más elevadas en la zona C sin llegar a ser significativa la diferencia con el resto de zonas, en esta zona se dieron los picos de concentración más importantes del estudio. En cuanto a los dinoflagelados estos aparecieron en mayores concentraciones en las zonas B y C. Las densidades celulares de dinoflagelados alcanzadas en la zona B llegaron a ser significativamente mayores ($p < 0.05$) que las del resto de zonas, a excepción de la zona C. Las concentraciones de dinoflagelados más bajas se dieron en la zona A y en la zona D (muestras de fondo).

En cuanto a las clorofíceas, sus densidades fueron significativamente superiores en las zonas A y B con respecto al resto de zonas. Las concentraciones más elevadas se dieron en la zona A siendo incluso significativamente mayores ($p < 0.05$) que las de la zona B. La zona E, presentó concentraciones de euglenofíceas significativamente superiores a las del resto de zonas, a excepción de la zona B, donde no fueron significativas.

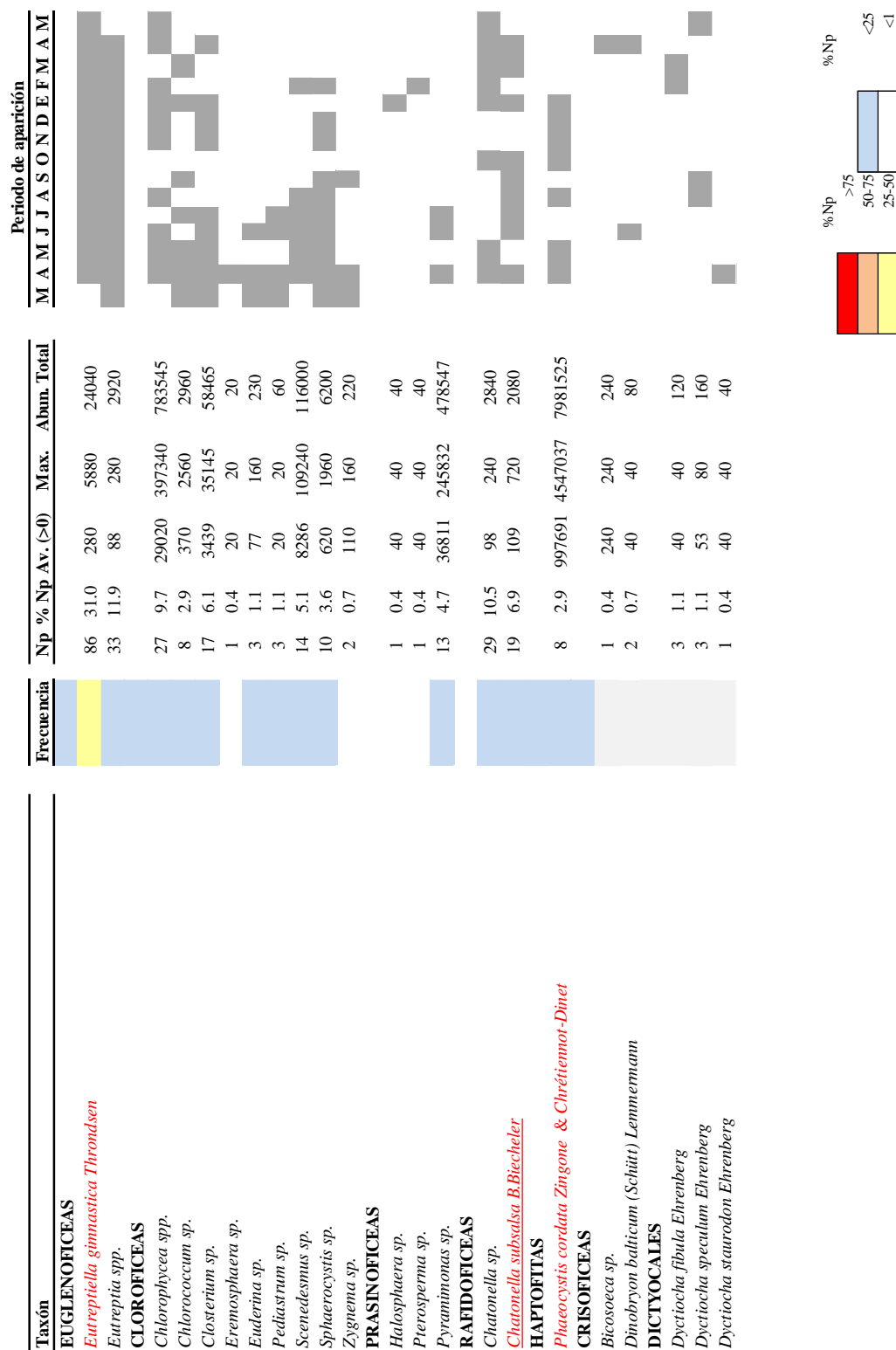


Tabla 4.2.8. Taxones identificados en el Puerto de Gandia. Np: número de muestras en las que se encuentra el taxón. %Np: Porcentaje del total de muestras donde el taxón está presente. (Av>0) Concentración media cuando se encuentra el taxón (cel l⁻¹). Máx. Máxima concentración alcanzada. Abundancia total: suma de la abundancia celular en todas las muestras tomadas (cel l⁻¹). **Especies potencialmente tóxicas y/o dañinas.** Especies incluidas lista IOC (2009)

4.2.10 INFLUENCIA DE LOS APORTES DE NUTRIENTES Y LA CALIDAD DEL AGUA SOBRE LA COMUNIDAD DE FITOPLANCTON.

DIATOMOEA

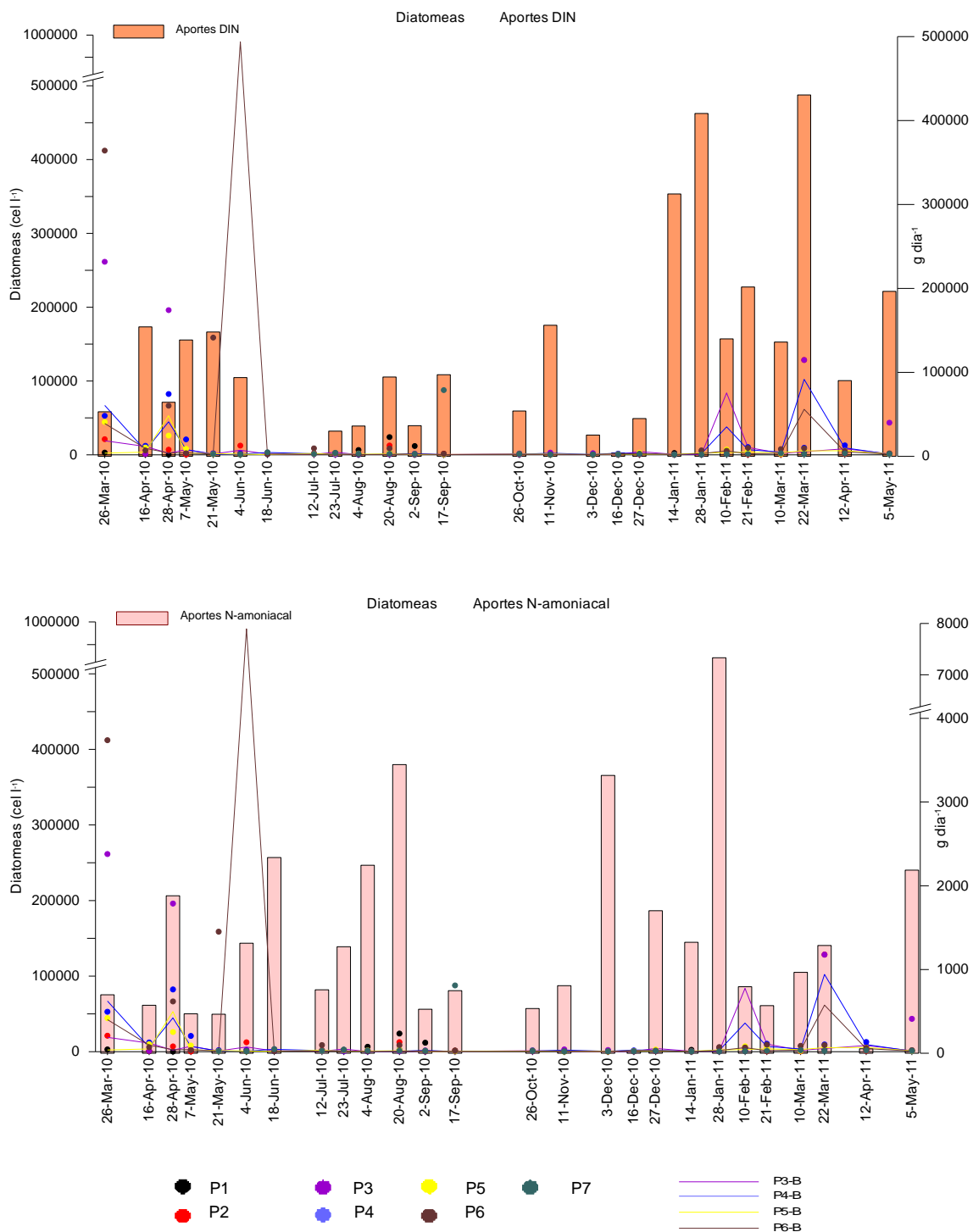


Fig. 4.2.29. Aportes de DIN y N-amoniaco por la red de acequias del marjal y concentración de diatomeas en las estaciones de muestreo.

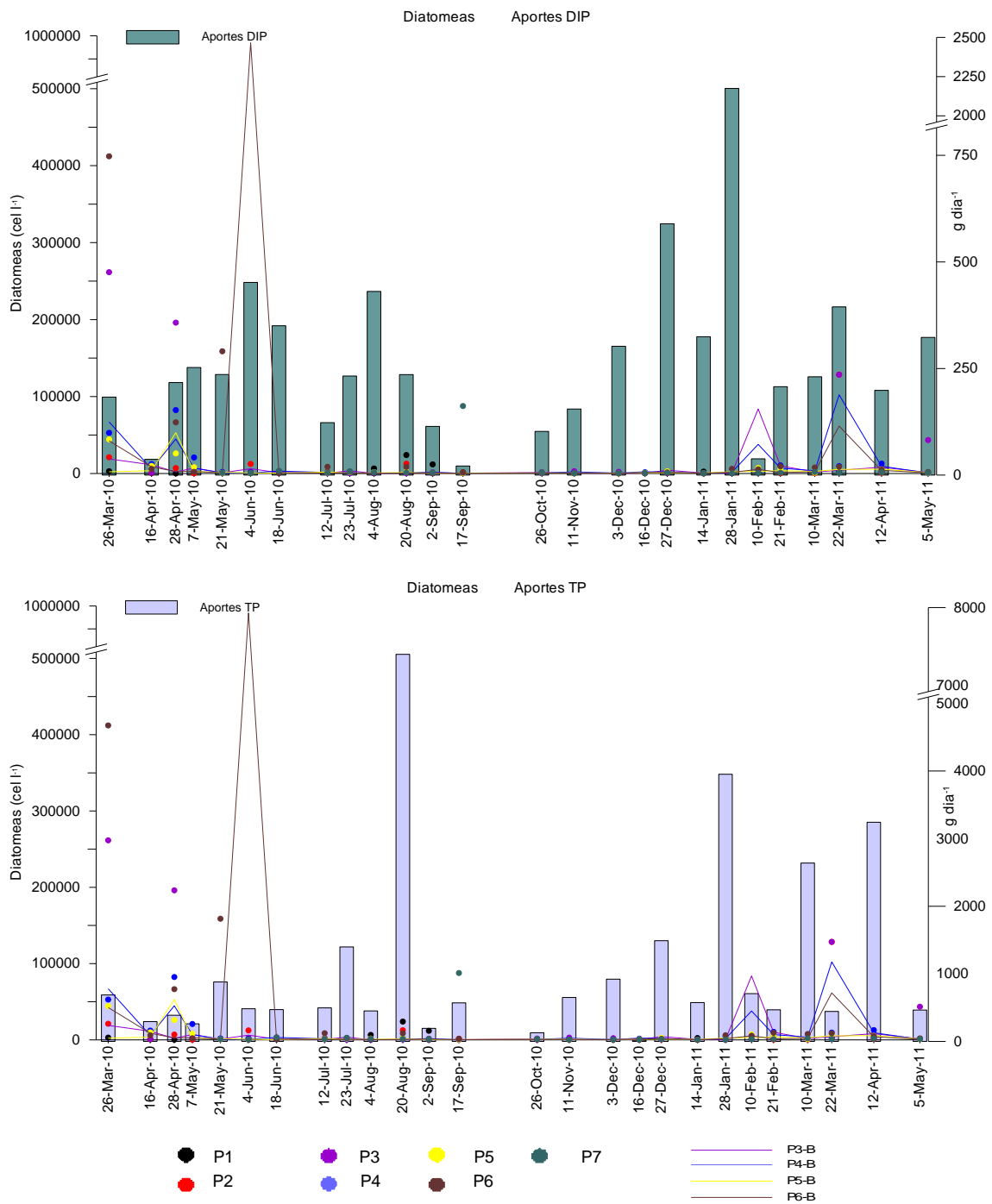


Fig. 4.2.30. Aportes de DIP y TP por la red de acequias del marjal y concentración de diatomeas en las estaciones de muestreo.

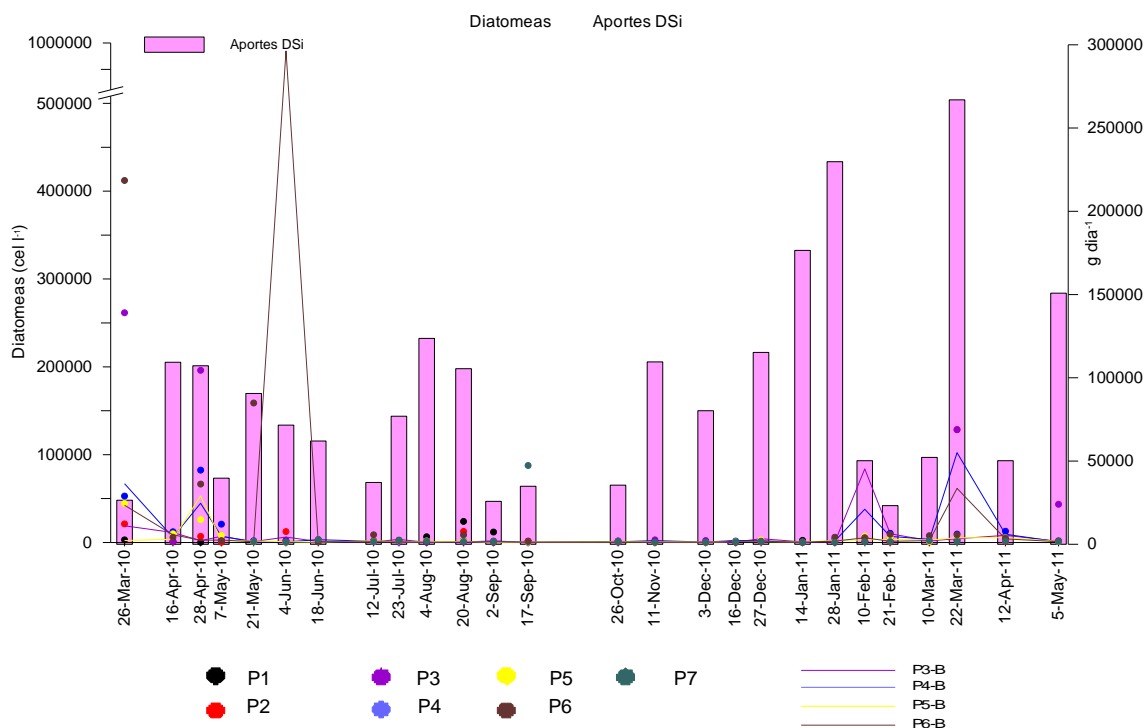


Fig. 4.2.31. Aportes de DSi por la red de acequias del marjal y concentración de diatomeas en las estaciones de muestreo.

El test de correlación de Spearman no muestra una correlación significativa entre los aportes de DIN, N-amoniaco, DIP, TP y DSi con la concentración de diatomeas en las estaciones de muestreo del puerto, únicamente en la estación P3 hay una débil correlación significativa negativa con los aportes de TP ($R_{\text{Spearman}} = 0.4516$).

Las figuras de este apartado muestran un pico de diatomeas en la muestra de fondo de la estación P6 en la campaña del 4 de junio, máximo que no se corresponde ni con unos aportes de DIN, N-amoniaco, DSi o TP destacables, sin embargo en esta fecha si que se registró un pico en los aportes de DIP. En esta campaña las concentraciones de nutrientes en las estaciones de muestreo no fueron mayores de los valores normales registrados a lo largo del estudio, salvo en las estaciones P1, P2 y P6 donde las concentraciones de DIP y TP fueron mayores que los valores medios registrados en las mismas.

En la campaña del 26 de marzo de 2010 se observan picos de diatomeas en las estaciones P3, P5 y más acusado en P6, alcanzando las máximas densidades para estas estaciones. Los aportes de nutrientes que se produjeron no fueron destacables. En esta campaña se produjeron precipitaciones previas y se registraron las máximas concentraciones de amonio en la estación P6 y por encima de la media en las estaciones P3 y P5. Se dieron las máximas concentraciones de DSi en la estación de muestreo P5. En las muestras de fondo de P3 y P5 alcanzaron sus máximas concentraciones de DIP de todo el estudio.

En la campaña del 28 de abril de 2010 se registraron máximas densidades celulares en las estaciones P4, P5, P6 y fundamentalmente en P3. Esta vez aunque los aportes de DIN no fueron elevados si lo fueron en cuanto a la proporción de N que aportaron en forma amoniaco. No fueron elevados los aportes del resto de nutrientes. En esta campaña se

produjeron ligeras precipitaciones previas. Las muestras de fondo de P4, P5 y fundamentalmente P3 presentaron concentraciones de amonio más elevadas de lo normal, por otro lado en el fondo de P3 se dieron las concentraciones más elevadas de nitratos y nitritos de todo el estudio. Las concentraciones de DIP en general fueron bajas y las estaciones P3 y P6 registraron sus concentraciones más bajas.

En la campaña del 17 de septiembre se produjo un pico de diatomeas en la estación P7, los aportes no fueron importantes, pero las concentraciones de nitratos y nitritos y TP fueron la más elevadas de todo el estudio en esta estación. Las estaciones P4, P5 y P6 también presentaron concentraciones elevadas de estos nutrientes. En general, todas las estaciones presentaron concentraciones elevadas de DSi aunque la concentración en P7 no fue la más elevadas en los registros de esta estación, si fue claramente superior a la del resto de estaciones. Tanto en el día de la campaña como en los días previos se registraron precipitaciones.

El 22 de marzo de 2011, en la estación P3 y en las muestras de fondo de P4 y P6 se observan máximos de concentración de diatomeas, aunque con valores inferiores a las anteriores campañas comentadas. Se registraron precipitaciones en los días previos y las figuras muestran pico en los aportes de DIN, en los aportes de DSi y aportes relativamente altos de DIP y N- amoniacal. Se registraron máximas concentraciones de nitratos y nitritos y DSi en el puerto, principalmente en P3.

DINOFLAGELADOS

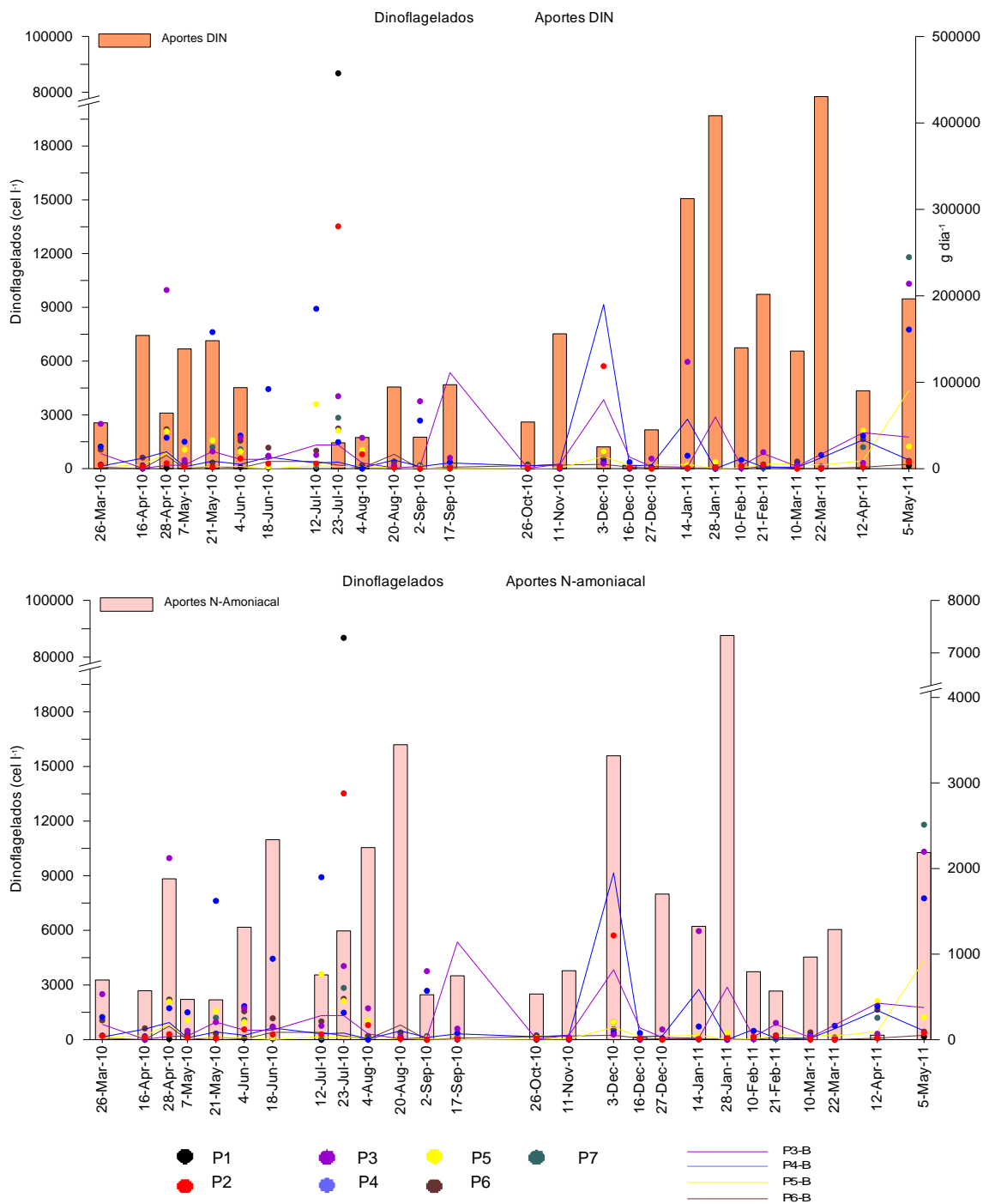


Fig. 4.2.32 Aportes de DIN y N-amoniacal por la red de acequias del marjal y concentración de dinoflagelados en las estaciones de muestreo.

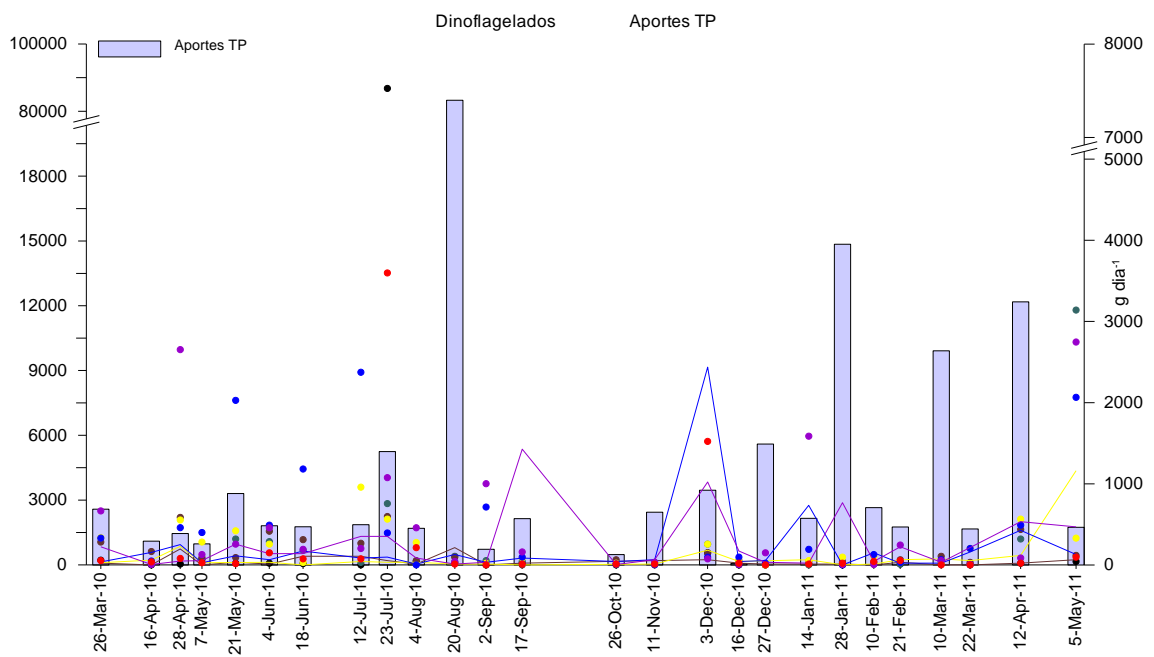
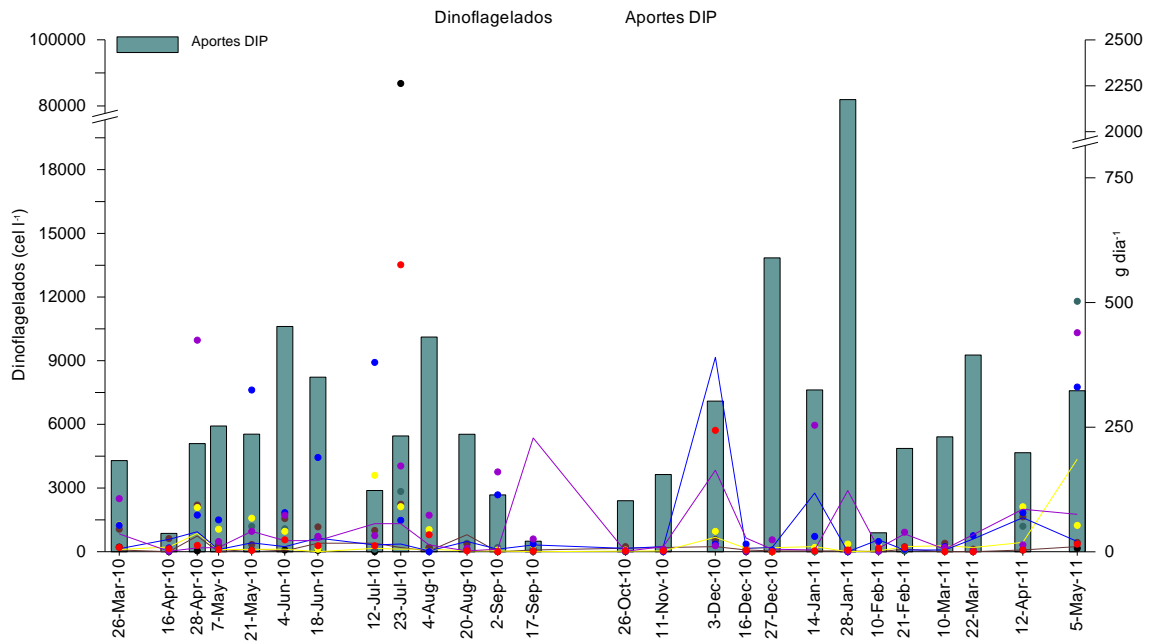


Fig. 4.2.33. Aportes de DIP y TP por la red de acequias del marjal y concentración de dinoflagelados en las estaciones de muestreo.

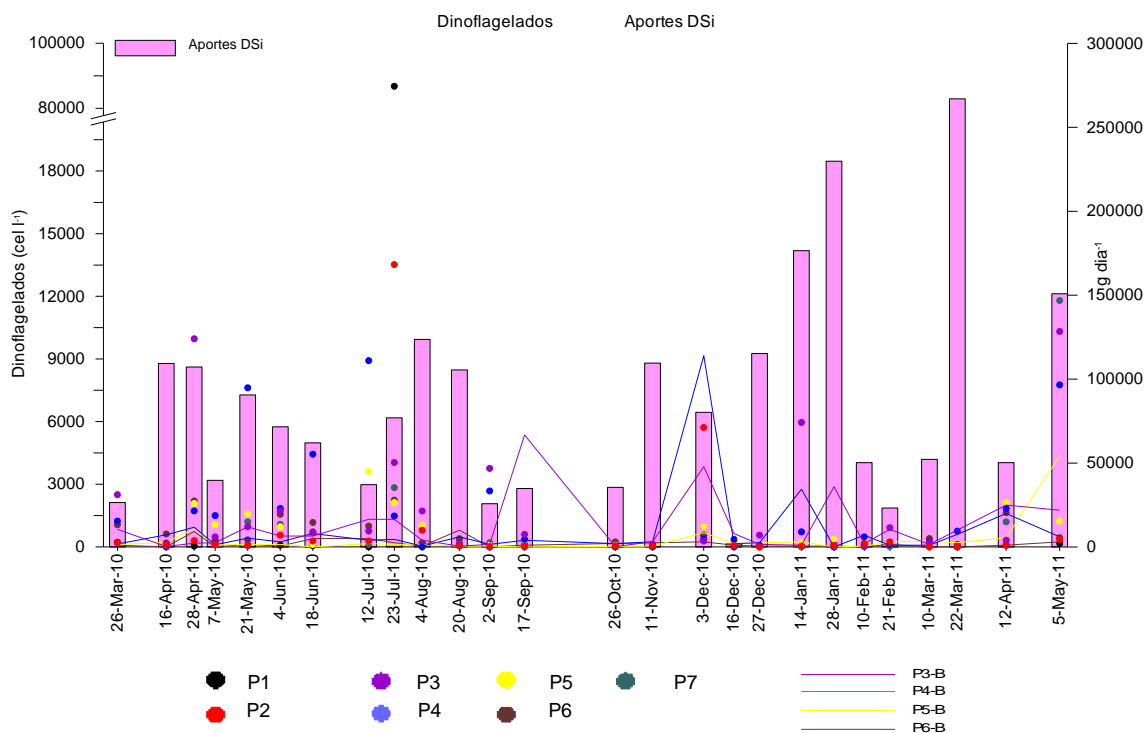


Fig. 4.2.34. Aportes de DSI por la red de acequias del marjal y concentración de dinoflagelados en las estaciones de muestreo.

El test de correlación de Spearman no muestra una correlación significativa entre los aportes de nutrientes por parte de la red de acequias y la concentración de dinoflagelados en las estaciones de muestreo del puerto. Por otro lado, la concentración de dinoflagelados si ha presentado correlaciones significativas ($p < 0.05$) con determinadas concentraciones de nutrientes y la temperatura. En las estaciones P2 y P3 los dinoflagelados presentaron una débil correlación negativa ($R_{\text{Spearman}} = -0.5353$ y $R_{\text{Spearman}} = -0.4516$) con la concentración de TP. En la estación P4 se obtuvo una débil correlación negativa con la concentración de DSI ($R_{\text{Spearman}} = 0.4284$). En la estación P7, el test de Spearman mostró una correlación positiva con la temperatura ($R_{\text{Spearman}} = 0.5339$).

Las máximas concentraciones de dinoflagelados se dieron el 23 de julio, campaña en la que se registró la máxima temperatura del agua en todas las estaciones y la máximas salinidades. En esta campaña los aportes de nitrógeno que se produjeron fueron los más bajos de todo el estudio y el resto de aportes estuvieron dentro de la normalidad. Las concentraciones de nitratos, nitritos y DIP registraron valores mínimos, por otro lado las concentraciones de TP en las muestras de fondo fueron ligeramente superiores a los valores medios, destacando el pico de concentración de la estación P3-B.

En la campaña del 12 de julio se observaron valores de dinoflagelados elevados principalmente en las estaciones P4 y P5. Los aportes de todos los nutrientes de las acequias fueron bajos. Las concentraciones de TP en las muestras no fueron destacables pero si las de DIP y amonio en las muestras de fondo (especialmente P4 y P5) registrando máximos. Las concentraciones de DSI (a excepción de P6), nitratos y nitritos en esta campaña fueron bajas.

El 5 de mayo de 2011 se alcanzaron concentraciones elevadas de dinoflagelados en las estaciones P3, P4 y P7, así como en las muestras de fondo P3-B y fundamentalmente P5-B. Los aportes de nitrógeno fueron ricos en forma amoniacal y los de fósforo en forma inorgánica disuelta. Las concentraciones de nutrientes estuvieron dentro de la normalidad y la salinidad presentó valores elevados.

En la campaña del 28 de abril se produce un pico de dinoflagelados, principalmente en la estación P3, en esta misma campaña se alcanzaron valores máximos de diatomeas y las características de la campaña se describen en el apartado diatomeas de este punto.

Destaca también la campaña del 3 de diciembre por la concentración elevada de dinoflagelados en las estaciones P4-B y P3-B. En esta campaña los aportes de DIP y principalmente N-amoniaco fueron elevados. Sin embargo las concentraciones de nitratos, nitritos amonio y DIP fueron bajas. En esta campaña la temperatura de las muestras de fondo fue ligeramente superior a las de superficie. El 17 de septiembre también se observa un pico de dinoflagelados en P3-B, los aportes de todos los nutrientes fueron bajos. Las concentraciones de nitratos, nitritos, amonio y DIP fueron mayores en superficie que en el fondo de forma destacable mientras que la concentración de TP mostró un pico tanto en las muestras superficiales como en las de fondo.

CLOROFÍCEAS

Las concentraciones más elevadas de clorofíceas se dieron en las campañas del 22 de marzo de 2011 en las estaciones P1 y P2. Se registraron precipitaciones en los días previos y pico en los aportes de DIN, en los aportes de DSi y aportes relativamente altos de DIP y N-amoniaco. Se registraron máximas concentraciones de nitratos y nitritos y DSi en el puerto, siendo los valores más elevados los de las estaciones P1 y P2. Por otro lado la salinidad registró los valores más bajos de todo el estudio para estas estaciones.

El segundo pico más importante se dio el 5 de mayo de 2011 en la estación P3 coincidiendo con concentraciones elevadas de dinoflagelados y con aportes también ricos en N-amoniaco y DIP. El 28 de abril también se registraron concentraciones más elevadas de lo normal en la estación P2 y los aportes fueron ricos en amonio.

EUGLENOFÍCEAS

Este grupo presentó sus concentraciones más elevadas en la estación P7. La máxima concentración se alcanzó el 12 de julio de 2010 coincidiendo con las máximas concentraciones de sólidos en suspensión y CDOM de esta estación. Las concentraciones de nitratos, nitritos y amonio fueron muy bajas pero las de DIP, TP y DSi fueron de las más elevadas del estudio en este punto de muestreo. En la campaña del 4 de junio también destacaron las concentraciones de P7 y P1. En la estación P7 se registró un descenso de salinidad importante así como de la concentración de todos los nutrientes. La concentración de todos los nutrientes a excepción del DIP, que estuvo dentro de su rango normal para esta estación, fueron también muy bajas y relativamente altas las concentraciones de sólidos en suspensión y CDOM.

HAPTOFITAS (primnesiofitas)

El grupo de las haptofitas apareció únicamente en la estación P7. Aparecieron de forma eventual aunque alcanzando concentraciones elevadas. Estas concentraciones se dieron principalmente en las campañas del 21 de mayo y el 4 de junio, en la campaña del 4 de agosto la concentración fue elevada aunque significativamente inferior que en las otras dos campañas. En las dos primeras las concentraciones de TP registradas fueron máximas mientras que las concentraciones de nitratos, nitritos, amonio y DIP (especialmente el 4 de junio) fueron bajas respecto a los valores registrados a lo largo del periodo de estudio.

CLOROFILA *a*

El test de correlación de Spearman no mostró ninguna correlación significativa entre los aportes de nutrientes por parte de las acequias y los valores de la misma a excepción de la estación P2 donde encontramos una moderada correlación significativa positiva ($P < 0.05$) entre ésta y los aportes de DIP por parte de la acequia Molí ($R_{\text{Spearman}} = 0.5339$), débil con los aportes de N-amoniaco y moderada con los aportes de nitratos y nitritos ($R_{\text{Spearman}} = 0.4955$; $R_{\text{Spearman}} = 0.5319$).

En la estación P3 la clorofila presentó una fuerte correlación positiva con la concentración de TP ($R_{\text{Spearman}} = 0.7379$).

La clorofila presentó correlaciones significativas positivas moderadas con los dinoflagelados en las estaciones P4, P5, P6 y P7 ($R_{\text{Spearman}} = 0.5890$, $R_{\text{Spearman}} = 0.4690$, $R_{\text{Spearman}} = 0.5679$, $R_{\text{Spearman}} = 0.5972$, respectivamente).

En la estación P6 la clorofila presentó una moderada correlación positiva con las diatomeas ($R_{\text{Spearman}} = 0.6278$). En esta estación tanto diatomeas como clorofila *a* presentaron una correlación negativa con la salinidad ($R_{\text{Spearman}} = -0.4957$, $R_{\text{Spearman}} = -0.5127$).

ANÁLISIS DE REDUNDANCIA

RELACIÓN ENTRE LA COMUNIDAD DE FITOPLANCTON Y LOS FACTORES AMBIENTALES

Los resultados de análisis RDA (Análisis de Redundancia) del Puerto de Gandia teniendo en cuenta las variables ambientales así como la comunidad de fitoplancton a nivel de grupo se muestran en el siguiente gráfico de ordenación (figura 4.2.35).

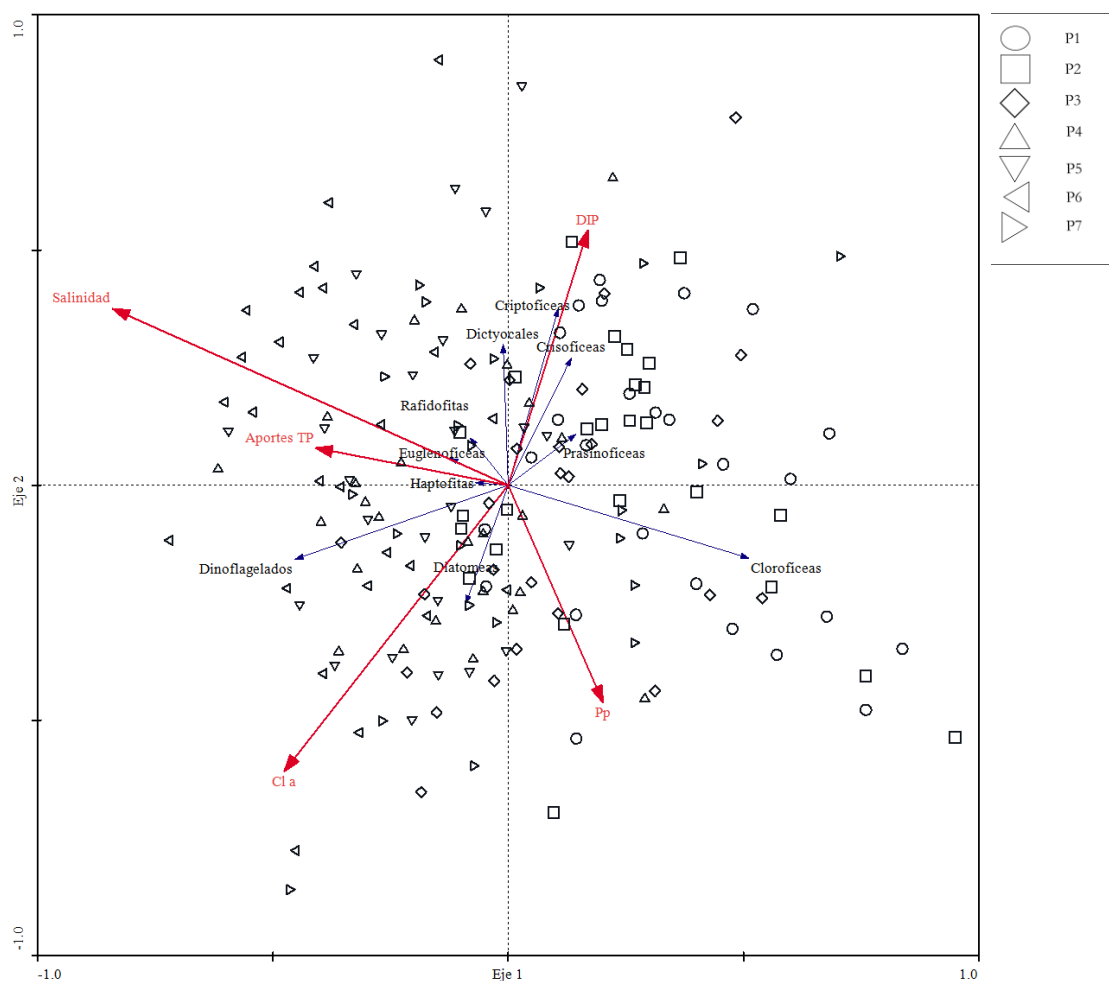


Fig. 4.2.35. Gráfico de correlación del RDA, relación entre variables ambientales (flechas rojas), la biomasa de los grupos de fitoplancton (flechas negras) y muestras. El símbolo de las muestras corresponde con las estaciones de muestreo. Varianza explicada 23 %.

En base a este análisis se extraen 5 variables ambientales significativas (Monte Carlo prueba $P < 0.005$) que explican la variabilidad de la composición de la comunidad de fitoplancton. La correlación entre variables ecológicas y ambientales es de un 64 %. Estas variables son la salinidad (P-valor= 0.0020), el fósforo inorgánico disuelto (DIP) (P-valor= 0.0480), la clorofila *a* (P-valor= 0.0020), las precipitaciones acumuladas en los 7 días previos a la toma de muestras (Pp) (P-valor= 0.0080,) y los aportes de fósforo total (P-valor= 0.0280).

El eje 1 presenta un gradiente definido por las precipitaciones previas, el fósforo inorgánico disuelto y la clorofila *a*. El eje 2 viene determinado principalmente por los aportes de fósforo total y la salinidad. La longitud de los vectores de salinidad, DIP y clorofila *a* indica la fuerte influencia de estas variables para explicar los datos biológicos.

La salinidad marca una variación desde las estaciones más próximas al mar (P4, P5 y P6) con mayor salinidad, hasta las estaciones ubicadas en la zona más interior del puerto donde se produce la descarga de las acequias (P1, P2 y P3) y con salinidad menor.

La clorofila *a* y el DIP muestran un gradiente desde una zona con elevadas concentraciones de clorofila *a* y bajas de DIP donde hallamos principalmente diatomeas y dinoflagelados hacia una zona con mayores concentraciones de DIP y valores más bajos de clorofila *a* donde las concentraciones de estos grupos son menores pero donde se encontraron otros grupos como son las criptofíceas, crisofíceas, dyctiocales y prasinofíceas. Este gradiente también coincide con el transecto desde la zona de la bocana del Puerto hacía la zona más alejada del mar (punto de vertido de las acequias).

El gráfico muestra como las mayores biomásas de clorofíceas se hallaron principalmente en aquellas estaciones cuya salinidad es menor como son la estación P1 y la estación P2 y puntualmente en la estación P7, ubicada en el Real Club Náutico, cuando se producen descensos de salinidad asociados a eventos de precipitaciones.

Las prasinofíceas (pertenecientes junto con las clorofíceas a la división clorofita) presentan un vector de longitud más corta y prácticamente ortogonal con la salinidad y las precipitaciones, lo que indica que aunque se encontraron principalmente en salinidades bajas, este grupo no se ve tan influenciado por las condiciones de salinidad como las clorofíceas.

El grupo de las diatomeas presenta según el gráfico de resultados una correlación positiva con eventos de precipitaciones previas. De igual manera se observa una estrecha relación entre las concentraciones de clorofila *a* y la concentración de este grupo.

El vector del grupo de los dinoflagelados es perpendicular al de la variable ambiental precipitaciones previas lo que implica que este grupo está poco afectado por la misma. Sin embargo, si se observa una relación entre dinoflagelados y los aportes de fósforo total por parte de la red de drenaje del Marjal de Gandia, principalmente en los puntos más próximos al vertido.

Primnesiofíceas, euglenofíceas y rafidofíceas presentan vectores cortos y próximos al centro de los ejes lo que indica que pueden estar presentes en cualquiera de las estaciones muestreadas ya que su aparición se ve menos condicionada por variaciones en estas variables ambientales.

Se realizó otro análisis RDA del Puerto de Gandia teniendo en cuenta las variables ambientales así como de las especies que en el estudio han alcanzado concentraciones potencialmente dañinas según Andersen y Thronsen (2003) y/o han aparecido en más de un 5% de las muestras (figura 4.2.36).

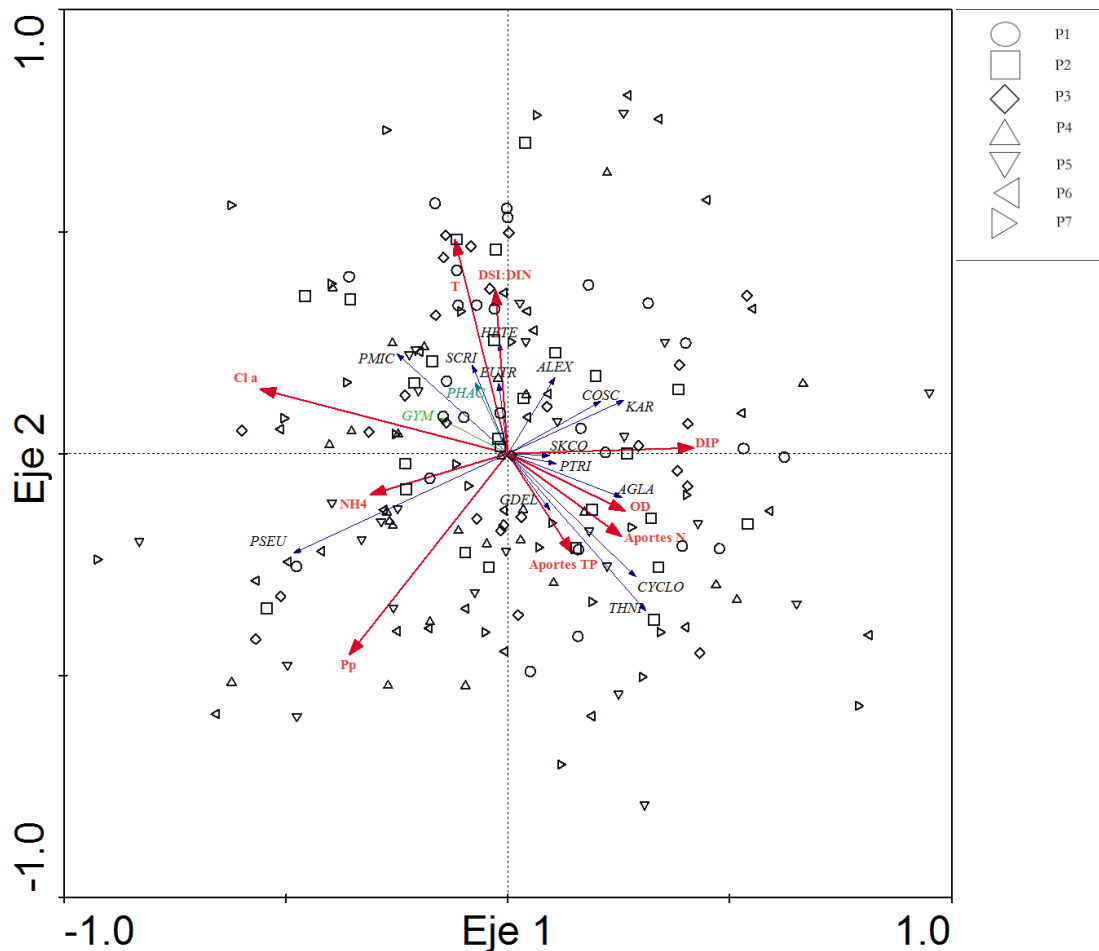


Fig. 4.2.36. Gráfico de correlación del RDA, relación entre variables ambientales (flechas rojas), la biomasa de especies potencialmente dañinas (flechas negras) y muestras. El símbolo de las muestras corresponde con las estaciones de muestreo. Varianza explicada 22%.

En base a este análisis se extraen 9 variables significativas que ayudan a interpretar la variabilidad de estas especies en el Puerto de Gandia durante el periodo de estudio. Estas variables son la clorofila *a*, las precipitaciones acumuladas en los 7 días previos a la toma de muestras (Pp), los aportes de TP y DIN por las acequias que drenan el marjal, la concentración de amonio, la concentración de DIP, la temperatura, la concentración de OD y la ratio DSi:DIN.

La relación entre los grupos de fitoplancton y las variables ambientales es significativa (Monte Carlo prueba: $P < 0.005$). La correlación entre variables ecológicas y ambientales es de un 64 %. El eje 1 presenta un gradiente definido por la temperatura (P-valor= 0.0020), la ratio DSi:DIN (P-valor=0.0260), las precipitaciones previas (P-valor= 0.0020) y los aportes de fósforo total (P-valor= 0.0100). El eje 2 viene determinado principalmente por la clorofila *a* (P-valor= 0.0020), la concentración de amonio (P-valor= 0.0020), la concentración de DIP (P-valor= 0.0020), la concentración de OD (P-valor= 0.0020) y los aportes de DIN (P-valor= 0.0100). La longitud de los vectores temperatura, clorofila *a* y precipitaciones previas

indica la fuerte influencia de estas variables ambientales para explicar los datos referentes a estas especies de fitoplancton.

En general, las pertenecientes al grupo de las diatomeas se hallaron con valores bajos de temperatura y clorofila *a*. Se puede distinguir un grupo formado por *Asterionellopsis glacialis* (AGLA), *Cylindrotheca closterium* (CYCLO), *Guinardia delicatula* (GDEL), y *Thalassionema nitzschioides* (THNI) que se encuentran asociadas con concentraciones más elevadas de OD y DIP y mayores aportes de DIN y TP. La diatomea *Coscinodiscus centralis* (COSC) queda representada, en la figura 4.2.36, ortogonal respecto a la temperatura y los aportes de TP lo que indica una influencia prácticamente nula de estos factores sobre su abundancia, por otro lado si parece estar relacionada de forma positiva con la temperatura y la ratio DSi:DIN. El comportamiento de esta especie, según muestra el gráfico 4.2.36, es muy similar al del dinoflagelado *Karenia sp.* (KAR).

Un comportamiento muy diferente del resto de diatomeas muestran las del género *Pseudo-nitzschia* (PSEU) que estarían fuertemente influenciadas por las precipitaciones previas y las concentraciones de amonio y clorofila *a*, encontrándose asociadas con eventos de precipitaciones y concentraciones elevadas tanto de este nutriente como de clorofila *a*. Por otro lado, el vector asociado por el RDA, a este género, se sitúa de forma perpendicular a la temperatura y a los aportes de DIN y TP de la red de acequias. Por tanto, podemos asumir que *Pseudo-nitzschia* no se ve influenciada por esos aportes de DIN y TP, ni por la temperatura. Esta especie sería más abundante en la estaciones de la bocana (P5) y frente a la misma (P6).

Las mayores biomásas de especies pertenecientes al grupo de los dinoflagelados quedan asociadas a temperaturas elevadas y elevadas concentraciones de clorofila *a*. *Scrippsiella trochoidea* (SCRI) y *Heterocapsa triquetra* (HETE) son las dos especies más fuertemente influenciadas por la variable temperatura. El género *Gymnodinium* (GYM) así como *Prorocentrum micans* (PMIC) se asocia con concentraciones elevadas de clorofila *a*. y presentan una correlación positiva con la concentración de amonio. El género *Alexandrium* (ALEX) se halla asociado a concentraciones bajas de amonio y relacionado inversamente con las precipitaciones previas. Las precipitaciones previas no es una variable que condicione la biomasa de las especies de dinoflagelados de este análisis a excepción del género *Alexandrium* (ALEX). Por otro lado parece que estas especies, fundamentalmente las del género *Gymnodinium* se ven favorecidas por bajas concentraciones de DIP. Estas especies parecen estar asociadas generalmente con las estaciones ubicadas en el interior de la instalación portuaria (P2, P3 y P4, principalmente).

La euglenoficea *Eutreptiella gymnastica* (EUTR) y la primnesioficea *Phaeocystis cordata* (PHAC) están relacionadas con la tasa DSi:DIN y la temperatura, aumentando su biomasa al aumentar el valor de estas variables.

Los vectores correspondientes a la diatomea *Skeletonema costatum* (SKCO) y al dinoflagelado *Prorocentrum triestinum* (PTRI) son de muy corta longitud y próximos al centro de los ejes lo que indica que su aparición se ve menos condicionada por variaciones en estos parámetros ambientales. Apareciendo principalmente en las estaciones menos profundas del puerto (P1, P2 y P3).

4.2.11 DISCUSIÓN

La principal característica del Puerto de Gandia es el claro gradiente longitudinal de parámetros tanto físicos como químicos desde la zona interna sometida al aporte de la red de drenaje del Marjal de Gandia y el barranco de San Nicolás hasta el mar.

Los datos de temperatura del agua registrados en este estudio muestran la variación típica de esta latitud y que sigue el ciclo solar anual con temperaturas máximas en el mes de agosto y mínimas a finales de invierno (Puigserver *et al.*, 2002, Mayer *et al.*, 2012, Gadea *et al.*, 2013). La temperatura no sufrió una variación importante a lo largo de las diferentes estaciones de muestreo desde la zona más alejada del mar hasta la bocana. Al igual que ocurre en el Puerto de Andratx (Puigserver *et al.*, 2002) esta pequeña heterogeneidad espacial esta causada por el mayor calentamiento y enfriamiento del agua en la zona más interna, que está relacionada con la menor profundidad y mayor estabilidad agua.

Este estudio muestra una gran variabilidad tanto espacial como temporal de los valores de salinidad en el Puerto de Gandia. La salinidad aumenta desde la zona más próxima a la zona de descarga de las acequias hasta alcanzar sus máximos valores frente a la bocana del Puerto. Por otro lado, los valores registrados en superficie son significativamente inferiores a los de profundidad, fundamentalmente en las estaciones más alejadas del mar, aunque la diferencia se reduce durante el periodo estival llegando a igualarse en algunas campañas. De acuerdo con Sebastia *et al.* (2012b), el Puerto de Gandia se puede considerar un pequeño estuario estratificado con una capa de agua dulce poco profunda durante la mayor parte del año, aunque en verano, debido a la reducción de las entradas de agua dulce y la dirección del viento dominante, esta capa de agua dulce casi desaparece. Durante las campañas de verano se registraron los máximos valores de salinidad, comportamiento que según Loureiro *et al.* (2009) es característico de estuarios templados debido a las precipitaciones mínimas y altas tasas de evaporación. Por otro lado, al igual que ocurre en la bahía de Alfacs (Loureiro *et al.*, 2009) la precipitación no está correlacionada con la salinidad en esta localización, algo que corrobora la importancia de las entradas de agua dulce procedentes de las actividades agrícolas en los valores de salinidad.

La concentración de oxígeno disuelto es significativamente inferior ($p < 0.05$) en las estaciones ubicadas en la zona más interior del Puerto y no existen diferencias significativas entre los valores de superficie y los de fondo. El patrón de comportamiento de la concentración de OD fue análogo al de la temperatura del agua coincidiendo con los datos de Sospedra *et al.*, 2013 en la costa de Gandia. Los valores llegaron a estar por debajo de 5 mg l⁻¹ en la campaña del 20 de agosto en las estaciones ubicadas en la zona más interior del Puerto (P1, P2, P3, P4 y P7) llegando a 3.5 en P1 y ligeramente por encima de 5 mg l⁻¹ en las muestras de fondo de las mismas. Cuando la concentración de OD cae por debajo de 5 mg l⁻¹, especies sensibles de peces e invertebrados pueden verse impactadas negativamente, y por debajo de 2.5 mg l⁻¹ muchos peces se ven afectados (Best *et al.*, 2007, Balkis *et al.*, 2012). Best *et al.* (2007) proporciona unos umbrales de OD de acuerdo a 5 categorías ecológicas en la Directiva Europea Marco del Agua, las muestras de este estudio presentarían una calidad alta y buena a excepción de la muestra P1 de la campaña del 20 de agosto donde la calidad sería moderada. En esta misma campaña se alcanzaron máximos de salinidad y temperatura, de

acuerdo con Best *et al.*, (2007) los factores físicos que afectan principalmente a la concentración de OD son la temperatura y la salinidad, de manera que la solubilidad del OD disminuye con incrementos de temperatura y salinidad.

La concentración de SS presentó unos valores de $12.2 \pm 5.5 \text{ mg l}^{-1}$, valores similares a los registrados por Sebastián *et al.* (2012b). Las concentraciones en el fondo fueron significativamente superiores ($p < 0.05$) a las de superficie llegando a 55.5 mg l^{-1} en la muestra de fondo de la estación ubicada frente a la bocana (P6-B) el 21 de mayo de 2009. Las estaciones ubicadas inmediatamente después del punto de descarga de las acequias presentaron los valores más elevados en superficie alcanzando el máximo de 22.3 mg l^{-1} en la estación ubicada frente a las acequias Rei-Nova y Auir el 28 de enero de 2011, tras un periodo de fuertes precipitaciones y coincidiendo con el máximo caudal de las acequias en el periodo de estudio y máximos aportes de nutrientes por parte de las mismas.

Los valores de profundidad de disco Secchi registrados presentaron un gradiente longitudinal aumentado desde la zona más interior del Puerto hasta la estación ubicada frente a la bocana. En esta estación los valores nunca superaron los 10 m, según Ignatiades *et al.* (1995) en función de este parámetro estaríamos ante un agua oligotrófica.

La CDOM presenta valores del orden de los registrados en la Bahía de Narragansett (Keith *et al.*, 2002), en la Bahía de Villafranche o en la laguna de Venecia (Kirk, 2000). Los valores más elevados se registraron en la estación ubicada junto a la zona de descarga de las acequias Rei-Nova y Auir, según (Branco y Kremer, 2005) las entradas de agua dulce en zonas estuarinas son la fuente más importantes de CDOM. Destaca el pico de concentración en la muestra de fondo ubicada frente a la bocana del Puerto del 16 de abril de 2010 coincidiendo con el máximo valor de clorofila *a* en este punto en profundidad ($2.7 \mu\text{g l}^{-1}$). Además, en determinadas campañas los valores en profundidad superaron los valores en superficie, algo que podría ser debido a la regeneración in situ de nitrógeno orgánico disuelto por las comunidades del fondo marino (Keith *et al.*, 2002).

El enriquecimiento en nutrientes en las zonas costeras es especialmente alto en áreas cerradas o semicerradas como son los puertos comerciales (Van Lenning *et al.*, 2007; Flo *et al.*, 2011) y estuarios (Loureiro *et al.*, 2009). Las aguas del Puerto de Gandia según el Índice de Estado Trófico TRIX, presentaron un estado oligotrófico en la zona de la bocana mientras que en las estaciones ubicadas en la zona de descarga de las acequias que drenan el Marjal de Gandia presentaron una condición mesotrófica. La estación ubicada en la zona central del Puerto así como la ubicada en el Real Club Náutico alternaron ambas condiciones, poniendo de manifiesto que durante los meses de menor actividad agrícola y turística (noviembre, diciembre y enero) el estado del agua mejora pasando de estado mesotrófico a oligotrófico. En estos meses la concentración de nitratos y nitritos en los canales de drenajes, así como en las aguas del Puerto fueron menores que en el resto del año. Se observó una correlación significativa positiva entre los aportes de nitratos y nitritos y los valores de éste índice.

Los aportes de nitratos y nitritos de la red de drenaje presentaron una correlación positiva con la concentración de estos en las aguas superficiales del Puerto, a excepción de las estaciones P3 y P7. Esta correlación se hace más débil conforme nos vamos alejando del punto de vertido y nos aproximamos al mar. De igual modo, una disminución de la concentración se observa a lo largo del transecto, desde concentraciones entorno a 103.38 μM en P1 hasta una concentración media de 5.58 μM frente a la bocana (tabla 4.2.9). Esta misma gradación se observa en las muestras de fondo, siendo los valores registrados en profundidad significativamente inferiores a los de las muestras superficiales. Los valores de nitratos y nitritos fueron similares a los observados por Sebastiá *et al.* (2012b) en esta misma zona, del orden de otros ecosistemas sometidos a entradas de aguas dulces procedentes de actividades agrícolas como el Puerto de Arenys de Mar (Olivos *et al.*, 2002), inferiores a los de la laguna costera del Estany de Cullera (Pachés *et al.*, 2014) y superiores a los de la Bahía de Alfacos (Lourerio *et al.*, 2009), ambos ecosistemas sometidos también a aportes de nutrientes procedentes de actividades agrícolas.

La concentración de amonio en el Puerto no presentó una correlación con los aportes del mismo a través de las acequias, a excepción de la estación P1 donde si se observó correlación con los aportes de la acequia Molí cuando se produjeron precipitaciones en los días previos. Los valores presentaron una disminución desde la zona interna del Puerto hasta la bocana. La estación P7 presentó valores del orden de las estaciones sometidas directamente al aporte de las acequias, estos valores elevados podría deberse a la contaminación por amonio procedente de la pintura antifouling aplicada a los barcos de recreo. El amonio en las muestras de fondo, especialmente la estación P3-B y en menor medida la estación P4-B, llegó a superar en los meses estivales las concentraciones medidas en superficie, llegando el 20 de agosto a alcanzar 14.62 μM , coincidiendo con las concentraciones más bajas de oxígeno (5.13 mg l^{-1}). Por otro lado, durante el periodo comprendido entre noviembre y marzo las concentraciones disminuyeron, manteniéndose por debajo de las registradas en las capas superficiales. En las bahías costeras y estuarios, es bien sabido que la interacción entre los sedimentos y la columna de agua son un importante condicionante del estado del ecosistema (Ross *et al.*, 2015). Estas concentraciones elevadas de amonio en el agua del fondo podrían deberse al proceso de mineralización de la materia orgánica acumulada principalmente en la estación P3, como consecuencia del vertido de los descartes por parte de los pescadores al mar. Según Ross *et al.* (2015), en su estudio en el Puerto de Macquarie, cuando es poco el oxígeno que puede entrar en los sedimentos el proceso de nitrificación puede verse fuertemente inhibido y se favorece el proceso de desnitrificación con el consecuente aumento en las tasas de absorción de nitrato (tanto del producido en el sedimento como el tomado de la columna de agua), liberación de amonio a la columna de agua y producción de gas nitrógeno (no biodisponible). Si las condiciones del sedimento son de anoxia la desnitrificación puede combinarse con la DNRA (Reducción desasimilatoria de nitrato a amonio) proceso por el cual se reduce el nitrato de amonio reciclando así el nitrógeno biodisponible del sistema. Sospedra (2014) demostró mediante incubaciones en laboratorio utilizando sedimentos de la zona de estudio enriquecidos con materia orgánica que se producía un flujo de amonio desde el sedimento a la columna de agua.

Los valores de TP fueron los primeros registrados para esta localización y oscilaron entre $0.03 \mu\text{M}$ y $8.18 \mu\text{M}$, siendo superiores a los registrados por Sospedra *et al.* (2015) en la Playa de Gandía y por Gadea *et al.* (2013) en el resto de área de costera de Gandía. Los valores más elevados se dieron durante agosto y principios de septiembre coincidiendo con los tratamientos fitosanitarios de organofosforados de los cultivos de naranjos del Marjal. Las concentraciones dentro del Puerto fueron significativamente superiores a las de la estación ubicada frente a la bocana. Las concentraciones de DIP fueron bajas y estuvieron comprendidas entre $0.01 \mu\text{M}$ y $0.60 \mu\text{M}$, estas concentraciones fueron del orden de las registradas por Sebastía *et al.* (2012b) y características de zonas costeras no contaminadas (Glé *et al.*, 2008). Los valores registrados presentaron una gradación de más a menos concentración a lo largo del transecto realizado. Los aportes de TP y DIP tampoco presentaron una correlación positiva con la concentración de los mismos en la estación P3 mientras que sí con el resto de estaciones ubicadas en el interior de la instalación portuaria. Las concentraciones en superficie fueron mayores en los periodos de fertilización de los campos llevados a cabo a finales de febrero y marzo. Las concentraciones en las muestras de fondo de las estaciones P3 y P4 presentaron un comportamiento muy similar al amonio, lo que indica un posible flujo de fosfato del sedimento a las aguas del fondo al tratarse de un sedimento enriquecido en materia orgánica que puede llegar a condiciones de anoxia. Este proceso lo observaron Ross *et al.* (2015) en el Puerto de Macquarie, y Morata *et al.* (2012) en sedimentos bajo piscifactorías y por tanto, enriquecidos con materia orgánica. Según Sebastía *et al.*, (2012b) en el Puerto de Gandía el reducido flujo de agua y la dirección de los vientos dominantes incrementa el tiempo de residencia dando lugar a un mayor contacto con los sedimentos produciendo un aumento de la liberación interna de fósforo.

La concentración de DSi en el Puerto presentó valores comprendidos entre $0.27 \mu\text{M}$ y $100.16 \mu\text{M}$, estos valores fueron muy similares a los de Sebastía *et al.* (2012b) y muy superiores a los de Loureiro *et al.* (2009) en la Bahía de Alfacs. La concentración de DSi presenta un fuerte gradiente disminuyendo desde las estaciones del interior del Puerto influenciadas directamente por la descarga de las acequias hasta la estación ubicada frente a la bocana (tabla 4.2.9) y son significativamente mayores en las aguas superficiales que en el fondo. Las concentraciones fueron mayores en primavera coincidiendo con la época de fertilización de los campos de cultivo. De acuerdo con Sebastía *et al.* (2012b), en esta área las descargas de aguas subterráneas procedentes del acuífero detrítico Gandía-Denia son ricas en sílice, dando lugar por tanto a niveles muy elevados de este nutriente en las aguas receptoras de la red de drenaje del Marjal que bombea agua del mismo.

Los niveles de nutrientes inorgánicos observados cuando los aportes de nutrientes procedentes de las entradas de agua dulce son bajos, y especialmente en las muestras de fondo, podría ser el resultado de procesos bióticos de mineralización (Delgado y Camp, 1987, Loureiro *et al.*, 2009)

Coincidiendo con Sebastía *et al.* (2012b), en esta área la concentración de nutrientes en los canales de drenaje y en el Puerto está influenciada por el uso del suelo en su cuenca (48% uso agrícola). Estos aportes de la red de drenaje ricos en DSi y DIN producen un desequilibrio en las ratios DIN:DIP y DSi:DIP. Como consecuencia, el nutriente limitante para el crecimiento del fitoplancton en las aguas del interior del Puerto de Gandía fue siempre

el fósforo, mientras que el nitrógeno y la sílice se alternaron como nutriente limitante secundario. Los valores de los ratios obtenidos son del orden de los obtenidos por Sebastián *et al.* (2012b) y Sebastián y Rodilla (2013)

La estación ubicada frente a la bocana y menos influenciada por el aporte de nutrientes de las acequias la sílice llegó a ser el nutriente limitante en un 20% de los casos. Esta zona frente a la bocana del Puerto puede verse afectada también por las descargas urbanas ricas en DIP de la depuradora de Gandía a través del emisario submarino ubicado a unos 1000 m de esta estación, así como por el vertido puntual de la misma que se produce al río Serpis cuando se excede la capacidad de tratamiento de la planta por incrementos de la población en verano o por episodios de fuertes precipitaciones (Sebastián y Rodilla, 2013, Gadea *et al.*, 2013).

La concentración de clorofila *a* ($0.04 \mu\text{g l}^{-1}$ - $19.30 \mu\text{g l}^{-1}$) fue del orden de las obtenidas en otras aguas estuarinas eutrofizadas (Rodríguez *et al.*, 2003, Seoane *et al.*, 2005), lagunas costeras (Coelho *et al.*, 2007) y bahías (Loureiro *et al.*, 2009) de biomasa moderada, pero mucho menor que las obtenidas en estuarios muy eutrofizados (Ansotegui *et al.*, 2001) y lagunas costeras muy eutrofizadas (Pachés *et al.*, 2011 Specchiulli *et al.*, 2008). Los aportes de nutrientes de la red de acequias solo presentaron una correlación significativa con la concentración de clorofila *a* en la estación más próxima a los vertidos de las cuatro acequias, siendo los aportes de DIN y DIP los influyentes. La variación estacional de la clorofila *a* con valores máximos primaverales es similar al patrón observado en áreas costeras de transición como estuarios, lagunas y embalses (Malone *et al.*, 1996). También se observaron picos en otros periodos que pueden ser fruto de otros procesos de fertilización como la descomposición de macrófitos, especialmente en otoño, o vertidos puntuales de aguas residuales o de riego (Puigserver *et al.*, 2002). Además, las altas concentraciones de clorofila *a* en las muestras de fondo de mayor acumulación de materia orgánica hacen pensar de una relación entre ambos parámetros (Loureiro *et al.*, 2009). Según Loureiro *et al.* (2009) en la Bahía de Alfacs, allí donde los nutrientes inorgánicos fueron superados por sus formas orgánicas durante la mayor parte del año, el uso de las reservorios de materia orgánica por el fitoplancton local constituiría una estrategia nutricional ventajosa para contrarrestar posibles condiciones de nutrientes inorgánicos limitantes.

En el presente estudio, se identificaron 98 taxones pertenecientes a ocho clases diferentes, diatomeas y dinoflagelados fueron los grupos más importantes en términos de número de especies y densidad.

El máximo número de especies en superficie fue de 24 en la estación ubicada frente a la bocana del Puerto (P6) el 28 de abril de 2010 mientras que en profundidad fue de 26 en la muestra de la estación ubicada frente al vertido de las acequias Rei-Nova y Auir el 12 de abril de 2011. El mayor número de especies se dio en todas las estaciones de muestreo durante la estación de primavera.

Las especies que aparecieron con mayor frecuencia fueron en cuanto a diatomeas *Bacillaria paxillifer*, *Proboscia alata*, *Cylindrotheca closterium*, *Chaetoceros affinis* y *Pseudo-nitzschia cf. pungens*. Los dinoflagelados más frecuentes fueron *Gymnodinium cf. impudicum*, *Scrippsiella cf. trochoidea*, *Prorocentrum triestinum*, *Prorocentrum micans* y *Heterocapsa cf. triquetra*. Otra especie que

apareció con frecuencia fue la euglenofita *Eutreptiella gymnastica*. Las especies que presentaron una mayor abundancia fueron *Bacillaria paxillifer*, *Chaetoceros affinis* y *Pseudo-nitzschia cf. pungens*, en cuanto a dinoflagelados. *Scrippsiella cf. trochoidea*, *Gymnodinium cf. impudicum* *Prorocentrum triestinum* y *Peridinium quinquecorne*. En este estudio las especies más abundantes y frecuentes, fueron *Bacillaria paxillifer* y *Scrippsiella cf. trochoidea*, coincidiendo con Muciño *et al.* (2011) llegaron a ser dominantes cuando la salinidad fue alta y disminuyó su abundancia cuando se presentó una disminución de ésta, estas especies podrían ser evidentemente sensibles a los cambios bruscos en la concentración de la salinidad, siendo resistentes a choques osmóticos en las células (Madigan *et al.*, 2004). La primnesiofícea *Phaeocystis cf. cordata* apareció con muy baja frecuencia, sin embargo fue la especie que alcanzó las concentraciones más elevadas en este estudio.

Las densidades fueron del orden de las registradas por Loureiro *et al.* (2009) en la Bahía de Alfacs, mayores que las registradas por Eker y Kideys (2000) en el Puerto de Mersin Bay y menores que las de Pachés (2014) en el Estany de Cullera.

En el Real Club Náutico se produjeron 3 picos de densidad consecuencia en ambos casos a la proliferación de la primnesiofícea *Phaeocystis cf. cordata*, el primero el 4 de junio de 2010 con 44×10^5 cel l⁻¹, el segundo el 21 de mayo de 2010 con 32×10^5 cel l⁻¹ y el tercero el 4 de agosto con 2×10^5 cel l⁻¹. En estas campañas, aunque especialmente en la campaña del 4 de junio de 2010, se dieron concentraciones bajas de DIN y DIP. Este dominio de las primnesiofíceas en primavera y principios de verano coincide con las observaciones de Latasa *et al.* (2010) y Sebastiá *et al.* (2012b). En esta estación también se alcanzaron las máximas concentraciones de euglenofíceas principalmente en verano.

En la estación ubicada frente a la bocana, se alcanzó el 26 de marzo de 2010 una densidad de 41×10^4 cel l⁻¹ por la proliferación de la diatomea *Pseudo-nitzschia cf. pungens*., esta concentración es del mismo orden que la registrada por Gadea *et al.* (2013) para esta misma especie en la misma zona de toma de muestra en el verano de ese mismo año. En las muestras tomadas en profundidad en esta estación se llegó a una concentración de 96×10^4 cel l⁻¹ de la diatomea característica de ambientes béticos (Muciño 2011) *Bacillaria paxillifer*. Las diatomeas de esta estación presentaron, coincidiendo con Sebastiá *et al.* (2012b), una correlación significativa negativa con la salinidad, y positiva con la concentración de DIN y TP. Cabe recordar que esta zona se encuentra débilmente influenciada por las entradas de la red de acequias así como por los aportes del río Serpis y el vertido de aguas residuales de la EDAR de Gandia cuando su capacidad de tratamiento es rebasada (Sebastiá y Rodilla, 2013).

En cuanto a la zona de vertido de las acequias Rei-Nova y Auir también se alcanzó la máxima densidad el 26 de marzo de 2010 con 26×10^4 cel l⁻¹ debido también a una proliferación de *Pseudo-nitzschia cf. pungens*. En el fondo se alcanzaron 8×10^4 cel l⁻¹ por la diatomea *Chaetoceros affinis*.

Las clorofíceas, coincidiendo con Sebastiá *et al.* (2012b), aparecieron principalmente en la parte interior del Puerto en la zona de vertido de la acequia Moli y anterior al vertido de las acequias Rei-Nova y Auir, la concentración en esta zona fue significativamente superior al resto y presentaron una correlación significativa con los aportes de nitratos, nitritos y amonio de la acequia Molí.

Las concentraciones de dinoflagelados fueron mayores en la zona de vertido de las acequias, coincidiendo con Sebastiá *et al.* (2012b), aunque también llegaron a ser elevadas en la zona de la bocana. Aunque no se obtuvo correlación con los aportes de nutrientes si se observó picos de concentración asociados con incrementos en los aportes de N-amoniaco y con los aportes de TP cuando eran ricos en DIP, cuando estos se producían en la época estival. La concentración más elevada se dio el 23 de julio en la zona más interna del Puerto por una proliferación de *Peridinium quinquecorne* que alcanzó la densidad de 13520 cel l⁻¹, mientras que en la estación ubicada en la zona de la bocana *Scrippsiella cf. trochoidea* llegó a alcanzar 1190 cel l⁻¹. El 12 de julio en las estaciones ubicadas en la bocana (P4 y P5) el género *Gymnodinium* alcanzó 6400 cel l⁻¹ y *Scrippsiella cf. trochoidea* registró una densidad de 1190 cel l⁻¹.

Los dinoflagelados también presentaron picos de concentración como los del 3 de diciembre o 17 de septiembre en las muestras de fondo de las estaciones ubicadas en la zona de aporte de las acequias Rei-Nova y Auir, zona en la que también se produce la mayor acumulación de materia orgánica por las labores de descarte de los pescadores. La especie dominante en esta zona fue *Prorocentrum triestinum* alcanzando el 3 de diciembre 9000 cel l⁻¹ y el 17 de septiembre 5360 cel l⁻¹.

Se observaron prasinofíceas en la zona de descarga de las acequias Rei-Nova y Auir llegando a alcanzar en primavera concentraciones de 20×10^4 cel l⁻¹. Las rafdofíceas se registraron también principalmente en la zona de aporte de las acequias entre los meses de septiembre y noviembre con concentraciones que no superaron las 240 cel l⁻¹.

Se observaron criptofíceas y dyctiofíceas durante el periodo de estudio pero con baja frecuencia y densidad.

La comunidad de fitoplancton fue frecuentemente dominada por diatomeas aunque se produjo una alternancia en el dominio con los dinoflagelados en los meses de mayo, junio, julio y agosto especialmente, algo que también fue observado en el Puerto de Mersin Bay (Eker y Kideys, 2000). La distribución espacial y temporal de la densidad de fitoplancton fue similar a la de la clorofila *a*, coincidiendo con Moyá (1995) y Eker y Kideys (2000). La clorofila *a* presentó una correlación significativa con los dinoflagelados en todo el Puerto a excepción de la zona más interna y de menor salinidad. Mientras que diatomeas y clorofila *a* presentaron una correlación positiva significativa en la estación ubicada frente a la bocana del Puerto.

La composición fitoplanctónica del Puerto de Gandia presenta una importante variación desde el punto de vista temporal y espacial debido a las importantes variaciones de los parámetros ambientales. Según el resultado del RDA los factores ambientales que más influyeron en los cambios de la composición fitoplanctónica en cuanto a la alternancia de dinoflagelados y diatomeas fueron la temperatura, las precipitaciones previas y los aportes de fósforo por la red de acequias. El bajo porcentaje de variación en los datos de fitoplancton explicado por las variables ambientales en el RDA es bastante común en el monitoreo de datos ecológicos (Ter Braak y Smilauer, 1998, Pachés *et al.*, 2014) y es en parte debido a los otros factores no considerados en este estudio y que pueden influir en el poblamiento de fitoplancton (zooplancton, sedimentación, micronutrientes, mineralización, etc.)

De acuerdo con Pachés *et al.* (2014) aunque los aportes de agua dulce en ambientes de transición como es el Puerto de Gandia influyen en la composición del fitoplancton, existen otros factores que condicionan la distribución de la comunidad de fitoplancton. En el Puerto de Gandia en base a los resultados obtenidos la acumulación de materia orgánica en el lecho es un factor importante a tener en cuenta. De acuerdo con Delgado y Camp (1987), Prat *et al.* (1988) y Loureiro *et al.* (2009) tanto la entrada de nutrientes inorgánicos así como los procesos béticos de remineralización deben considerarse factores clave en la ocurrencia de proliferaciones de fitoplancton. Cada vez hay más evidencias del uso de fósforo orgánico por microalgas, incluyendo las diatomeas (Yamahaguchi *et al.*, 2005 y Diaz *et al.*, 2008), que es el grupo dominante en la comunidad de fitoplancton del Puerto de Gandia.

En este estudio destaca la presencia de 31 especies potencialmente dañinas o formadoras de blooms. De éstas 12 pertenecen al grupo de las diatomeas, destacando *Pseudo-nitzschia pungens* productora de ácido domoico, causante del envenenamiento amnésico por ingestión de vectores contaminados (moluscos, sardinas, etc.) (Fukuyo *et al.*, 1990, Hernández-Orozco y Gárate-Lizárraga, 2006, Sar *et al.*, 2010). Diversos estudios (Hillebrand y Sommer, 1996, Mengelt y Prézelin, 2002, Cochlan *et al.*, 2008, Loureiro *et al.*, 2009 y Loureiro *et al.*, 2011) han demostrado como la materia orgánica y componentes orgánicos, incluyendo glutamina, urea así como nitratos, producen un efecto positivo sobre el crecimiento de diferentes especies de este género. Esta especie estuvo presente durante todo el periodo de estudio siendo menos frecuente y abundante en la zona más interior del puerto, anterior a la desembocadura de las acequias Rei-Nova y Auir y donde la salinidad era significativamente menor. El 26 de marzo de 2010 se detectó una proliferación de esta especie que abarco desde el punto de desembocadura de las acequias hasta la estación ubicada frente a la bocana del Puerto donde se alcanzó la concentración más elevada con 39×10^4 cel l^{-1} , observándose un coloración verdosa del agua. Esta concentración fue del orden de las registradas en la Bahía de Alfacs en la época estival (Loureiro *et al.*, 2009). Recientemente se han registrado recurrentes proliferaciones de *Pseudo-nitzschia spp.* a lo largo de la costa mediterránea (Caroppo *et al.*, 2005, Spatharis *et al.*, 2007, Quijano-Schegia *et al.*, 2008, Loureiro *et al.*, 2009). El análisis RDA mostró, la influencia de la concentración de amonio sobre el crecimiento de esta especie coincidiendo con los resultados del estudio Cochland *et al.* (2008) realizados con *Pseudo-nitzschia australis*. Las diatomea *Chaetoceros affinis* y *Bacillaria paxillifer* llegaron a alcanzar concentraciones de 10^5 cel l^{-1} , pero no se observaron cambios de coloración del agua ni disminución de la concentración de OD. El grupo de diatomeas formadoras de blooms (*Chaetoceros spp.*, *Skeletonema costatum*, *Cylindrotheca closterium*, etc.) coincidiendo con Vila y Masó (2005) coexistió en bajas concentraciones con dinoflagelados.

Según Vila y Masó (2005) la interacción entre niveles elevados de nutrientes y el confinamiento juegan un papel clave en la aparición de proliferaciones de dinoflagelados en esta región mediterránea. Además, se ha demostrado que estas áreas de agua confinada son reservorios de quistes latentes (Garcés *et al.*, 2004). En este estudio se han identificado 14 especies diferentes de dinoflagelados potencialmente dañinos o tóxicos. Entre las especies más destacables se encuentra *Alexandrium cf. minutum*, especie productora de PSP (toxina paralizante de los moluscos), ésta fue detectada en la zona de descarga de las acequias Rei-Nova y Auir, principalmente durante los meses de junio y julio alcanzando una concentración

máxima de 1160 cel l⁻¹, concentración menor que de la detectadas por Vila *et al.*, (2005) y Bravo *et al.*, (2008) en diferentes Puertos de la costa catalana. Las proliferaciones de esta especie según Bravo *et al.* (2008) están restringidas a zonas costeras enriquecidas en nutrientes, particularmente puertos, estuarios y lagunas. Parece estar asociadas con estratificación en la salinidad, enriquecimiento en nutrientes por entradas de aguas dulces (Chang *et al.*, 1996, Erard-Le Denn, 1997), acumulación de quistes en los sedimentos de los barcos (Vila *et al.*, 2005) y tal y como muestra el análisis RDA realizado en este trabajo y coincidiendo con los resultados de Bravo *et al.*, (2008) con altos niveles de nitratos y bajas concentraciones de amonio.

La especie formadora de blooms *Gymnodinium cf. impudicum* apareció principalmente en la zona comprendida entre el vertido de las acequias y la bocana durante los meses de mayo, junio y julio llegando a una concentración máxima de 6400 cel l⁻¹, concentración menor que la registrada por Vila *et al.* (2005) en la costa catalana. De acuerdo con Vila *et al.* (2005) el análisis RDA mostró una correlación entre la temperatura y la concentración de esta especie, aunque las concentraciones en el Puerto de Gandia no alcanzaron los valores registrados en la costa catalana, si que al igual que en Vila *et al.* (2001) se dieron cuando la temperatura del agua superó los 20 °C. Según Vila *et al.* (2005) la temperatura juega un papel crucial en su dinámica de proliferación debido a la germinación de los quistes de esta especie. Esta especie también fue detectada por Gadea *et al.* (2013) frente a la bocana del Puerto, y alcanza concentraciones elevadas primero en zonas confinadas y posteriormente en las zonas no confinadas adyacentes por lo que su monitoreo en los puertos puede servir de alarma de posibles proliferaciones en el entorno (Vila *et al.*, 2005).

Los dinoflagelados formadores de blooms *Scrippsiella cf. trochoidea* y *Heterocapsa cf. triquetra* alcanzaron sus máximas concentraciones (10440 cel l⁻¹ y 1400 cel l⁻¹, respectivamente), coincidiendo con Akman *et al.* (2005) en primavera, aunque se detectaron durante todo el periodo de estudio. Según los resultados del RDA sus concentraciones se vieron favorecidas por incrementos en la temperatura. Principalmente aparecieron en la zona más próxima a las acequias Rei-Nova y Auir así como en el Real Club Náutico de Gandia. De acuerdo con Garate-Lizarata (2007) las máximas concentraciones del género *Prorocentrum* ocurrieron en estaciones someras con una profundidad entre 5-10 m, alcanzando la especie formadora de blooms *Prorocentrum triestinum* una concentración de 9000 cel l⁻¹. Durante el periodo de estudio no se observaron coloraciones del agua consecuencia de estas especies formadoras de blooms.

La primnesiofícea *Phaeocystis cf. cordata*, tal y como se ha comentado, apareció principalmente en el Real Club Náutico de Gandia y en concentraciones del orden de las registradas en el Puerto de Mao (Puigserver *et al.*, 2000) y en el Golfo de Nápoles (Zingone *et al.*, 1999). Este género es considerado un indicador del enriquecimiento en nutrientes del litoral mediterráneo (Puigserver *et al.*, 2000) y sus proliferaciones han dado lugar a problemas formación de las llamadas “espumas de phaeocystis” que se acumulan en las costas y pueden perjudicar las tareas de pesca, y también han estado con la mortandad de peces por la producción de ictiotoxinas (Moestrup y Thromsen, 1995).

Otras especies dañinas de dinoflagelados se detectaron en el Puerto pero en bajas concentraciones. Ejemplo de ello son *Gymnodinium cf. catenatum*, productora de toxina paralizante de los moluscos (PSP) y la béntica *Prorocentrum lima*, productora de toxina diarreica de los moluscos (DSP), ambas aparecieron de forma esporádica. También se identificaron tres especies de dinophysis productoras de DSP, *Dinophysis acuminata*, *Dinophysis caudata* y *Dinophysis sacculus*, todas ellas aparecieron en primavera y verano y en concentraciones muy bajas (máximo 240 cel l⁻¹ en el Real Club Náutico de Gandía) e inferiores a las recogidas en el trabajo de Vila y Masó (2005). También se identificó la euglenofita formadora de blooms *Eutreptiella gymnastica* en concentraciones más elevadas que las detectadas por Gadea *et al.* (2013) en la zona costera abierta de Gandía, aunque sin llegar a observarse alteraciones en el ecosistema. Coincidiendo con Gadea *et al.* (2013) las concentraciones de esta especie se vieron favorecidas por aumentos de temperatura.

El Puerto de Gandía es un ecosistema costero sometido a un importante proceso de fertilización como consecuencia tanto de la actividad agrícola llevada a cabo en el Marjal de Gandía, como por la acumulación de materia orgánica en sus sedimentos debido a los trabajos de descarte por parte de los pescadores locales. Además, el puerto esta sometido a un creciente tráfico comercial que puede ser vector de diferentes especies de fitoplancton.

En este estudio se han identificado especies nocivas y tóxicas, algunas de ellas incluso en elevadas concentraciones, que bajo las condiciones adecuadas para su proliferación podrían ocasionar un impacto negativo sobre este ecosistema repercutiendo en la salud y en la economía de la población local.



Capítulo 4.3

Dinámica estacional de la comunidad de fitoplancton en el área costera abierta.



4.3.1 Variables fisicoquímicas.

La temperatura del agua sigue la dinámica anual esperada con mínimas en invierno ($13.16 \pm 0.40 \text{ }^\circ\text{C}$) y máximas en verano ($27.30 \pm 0.87 \text{ }^\circ\text{C}$). En todas las estaciones del año, la zona de surf, registra valores significativamente mayores ($p < 0.05$) que el resto de áreas. En verano, se observa una estratificación térmica de la columna de agua (figura 4.3.1). En las muestras superficiales la temperatura del agua se mantuvo en el entorno de $28 \text{ }^\circ\text{C}$, mientras que en el fondo la temperatura osciló en valores cercanos a los $25 \text{ }^\circ\text{C}$.

En general, durante las estaciones secas la salinidad presentó valores más elevados ($37.37 \pm 0.69 \text{ g kg}^{-1}$ en verano y $37.29 \pm 0.33 \text{ g kg}^{-1}$ en invierno), mientras en las estaciones lluviosas la salinidad fue menor ($36.66 \pm 1.63 \text{ g kg}^{-1}$ en otoño y $36.75 \pm 1.36 \text{ g kg}^{-1}$, en primavera).

Los valores mínimos se observaron en la desembocadura del río Serpis, coincidiendo con periodos de precipitaciones (27.81 g kg^{-1} en otoño y 27.83 g kg^{-1} en primavera). En la pluma del emisario submarino, los valores más bajos se observaron en verano y otoño (36.6 g kg^{-1} , 35.9 g kg^{-1} , respectivamente). En la figura 4.3.1 se pueden observar descargas de agua dulce procedentes del acuífero detrítico, principalmente en otoño (36.1 g kg^{-1} en la zona de swash).

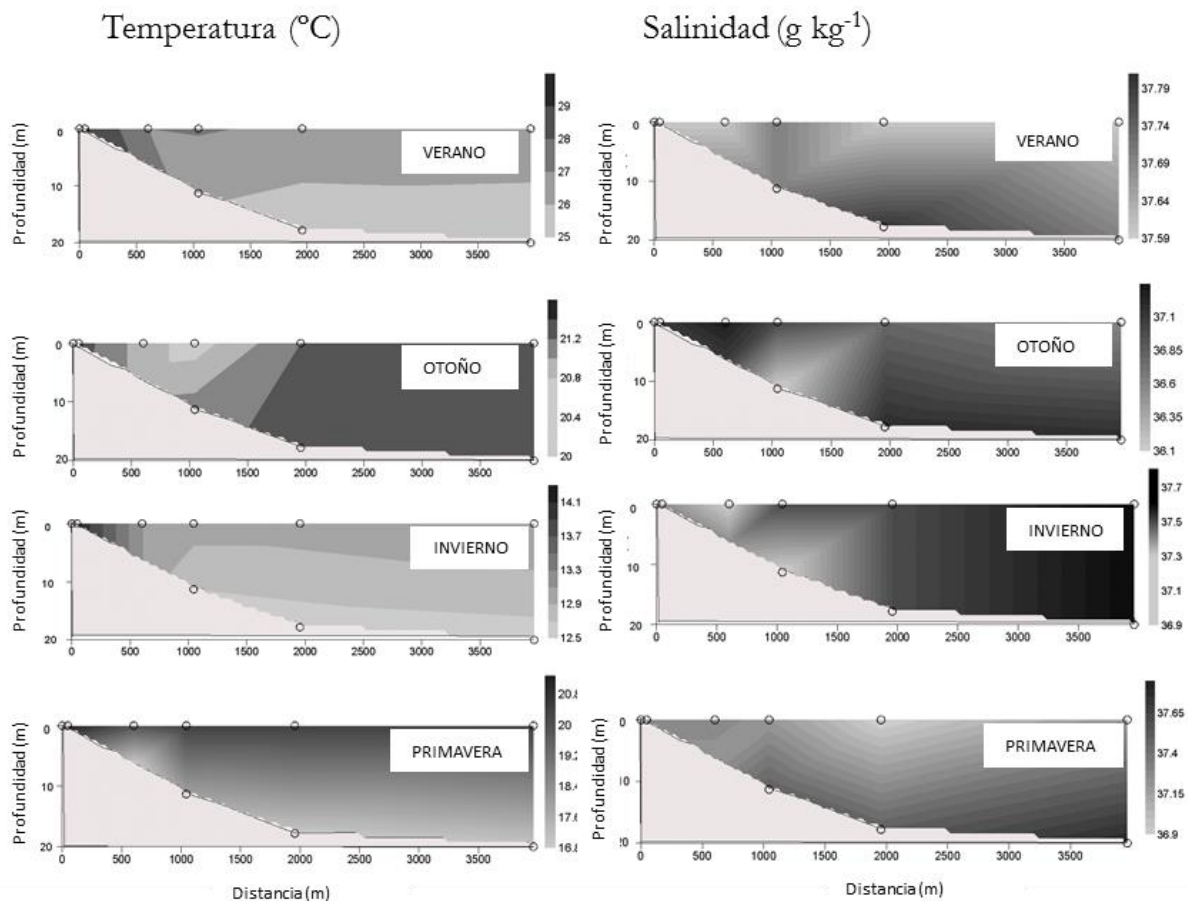


Fig. 4.3.1. Perfiles verticales de temperatura y salinidad.

	VERANO 2010			OTOÑO 2010			INVIERNO 2010-2011			PRIMAVERA 2011		
	X	δ	min max	X	δ	min max	X	δ	min max	X	δ	min max
Temperatura del agua (°C)	27.3	0.87	26.2 30.3	20.85	0.48	19.6 22.2	13.16	0.4	12.7 14.1	20.82	0.9	19.6 23
Radiación (W m ⁻²)	663	137	378 849	225	95	118 320	642	178	127 686	867	140	577 958
Salinidad (g kg ⁻¹)	37.37	0.69	34.6 37.8	36.66	1.63	27.8 37.5	37.29	0.33	36 37.6	36.75	1.36	30.2 37.8
Oxígeno disuelto (mg l ⁻¹)	7	0.14	6.55 7.14	7.44	0.36	6.82 8.38	9.65	0.22	9.1 9.87	8.76	0.4	7.94 9.3
pH	7.91	0.06	7.72 8.01	8.15	0.04	8.08 8.22	8.14	0.02	8.08 8.17	8.2	0.03	8.12 8.26
Disco secchi (m)	7.58	5.22	0.5 17	2.98	1.5	0.5 5.5	5.28	3.04	0.2 10	3.19	1.77	0.2 8
Sólidos suspendidos (mg l ⁻¹)	10.42	2.76	7 20.43	10.41	1.8	5.5 15.75	16.41	14.61	5.5 63.3	11.34	3.8	6.29 27.67
DIN (µM)	6.95	6.59	2.86 36.52	2.8	3.27	0.8 17.26	2.98	2.51	1.11 14.56	5.79	6.24	1.43 27.42
DIP (µM)	0.16	0.28	0.02 1.06	0.12	0.32	0.01 1.84	0.03	0.03	<0.01 0.15	<0.01	<0.01	<0.01
TP (µM)	0.35	0.34	0.09 1.78	0.29	0.29	0.14 1.91	0.39	0.11	0.16 0.68	0.24	0.11	0.06 0.53
DSi (µM)	5.2	2.5	2.3 14.4	3.2	4.8	0.5 28.1	1	1.4	0 6.2	2.8	2.6	0.4 12.1
DIN:DIP	123.8	119.6	4 675.6	42.6	32.1	5.2 129.1	285.7	673.6	13.8 3533.2	236.8	251.8	57.4 1096.8
DSi:DIN	1	0.3	0.2 1.4	1.1	0.4	0.3 2.4	0.3	0.2	0 0.8	0.5	0.2	0.2 1.5
DSi:DIP	106.8	61	4.55 232	50.2	45.9	3.8 180.1	75	140.8	0.4 695.4	110.6	104	17.1 483.2
CDOM (g ⁻¹)	0.29	0.18	0 0.76	0.12	0.08	0 0.46	0.62	0.27	0.05 1.43	0.26	0.09	0.12 0.53
Diversidad (H', bits ind ⁻¹)	1.35	0.56	0.02 2.4	1.46	0.37	0.67 2.27	1.58	0.37	1.05 2.4	2.03	0.44	1.03 2.7
Equidad (J)	0.3	0.12	0 0.51	0.32	0.08	0.14 0.49	0.34	0.08	0.23 0.52	0.43	0.09	0.22 0.57
Riqueza (S)	8.03	4.1	3 17	14.12	4	8 25	11.48	2.75	7 18	14.68	4.31	5 21
Clorofila-α (µg l ⁻¹)	0.06	0.08	0.02 0.45	0.14	0.06	0.06 0.32	2.55	2.54	0.12 11.71	0.18	0.13	0.02 0.76

Tabla 4.3.1. Medidas fisicoquímicas, parámetros de la comunidad fitoplanctónica y clorofila a. Media, desviación estándar, valores mínimos y máximos, agrupando puntos de muestreo por estaciones del año.

La concentración de oxígeno alcanza los valores más elevados en invierno ($9.65 \pm 0.22 \text{ mg l}^{-1}$) y los valores mínimos se dan en verano ($7.00 \pm 0.14 \text{ mg l}^{-1}$). En los cuatro muestreos llevados a cabo se observan diferencias significativas ($p < 0.05$) entre la zona de surf y el resto de puntos de muestreo. En verano, invierno y primavera la zona de surf registra valores de concentración de oxígeno menores, mientras que en otoño el oxígeno en esta zona es mayor. La penetración de la luz en verano ($7.58 \pm 5.22 \text{ m}$) es significativamente mayor ($p < 0.05$) que en el resto de estaciones del ciclo anual. En todas las campañas de muestreo la penetración de la luz aumentó conforme aumenta la distancia a la línea de costa. En cuanto al pH, los valores más bajos se dan en verano (7.91 ± 0.06), mientras que los valores más elevados de pH se dan en primavera (8.20 ± 0.03). Los valores más elevados de materia orgánica disuelta coloreada (CDOM) se dan en invierno tardío ($0.62 \pm 0.27 \text{ m}^{-1} \text{ g}_{440}$) y los más bajos en primavera ($0.26 \pm 0.09 \text{ m}^{-1} \text{ g}_{440}$).

4.3.2 Concentración y ratios de nutrientes.

La variación estacional y la distribución espacial de la concentración de los diferentes nutrientes analizados se muestran en las figuras 4.3.3 y 4.3.4. El nitrato es la forma dominante de nitrógeno inorgánico disuelto en todas las estaciones del año. Los valores más elevados de amonio se observaron en el muestreo de verano en la pluma del emisario submarino procedente de la estación depuradora de Gandía y en la desembocadura del río Serpis en la Playa de Venecia, donde también se alcanzan los máximos valores de nitritos

Los valores más elevados de DIN se observan en los muestreos de verano ($6.05 \pm 6.59 \text{ } \mu\text{M}$) y primavera ($5.79 \pm 6.24 \text{ } \mu\text{M}$), de hecho son significativamente superiores ($p < 0.05$) a los valores observados en los muestreos de otoño e invierno. En el área de estudio, destacaron tres zonas por sus elevadas concentraciones de DIN: el Puerto de Gandía, que presentó $36.52 \text{ } \mu\text{M}$ en el muestreo de verano; la pluma del emisario submarino, que alcanzó los $19.07 \text{ } \mu\text{M}$ en verano también, y por último; la desembocadura del río Serpis, que presentó $17.02 \text{ } \mu\text{M}$, $17.26 \text{ } \mu\text{M}$ y $21.54 \text{ } \mu\text{M}$ en los muestreos de verano, otoño y primavera, respectivamente. En estas mismas zonas, se midieron, los valores más elevados de DSi durante todo el periodo de estudio. Los valores más altos se dieron en la desembocadura del río Serpis en los muestreos de otoño y primavera ($28.11 \text{ } \mu\text{M}$ y $12.08 \text{ } \mu\text{M}$, respectivamente) y en la pluma del emisario submarino en el muestreo de otoño ($7.34 \text{ } \mu\text{M}$). En general, se observaron concentraciones bajas de DIP, durante todo el periodo de estudio, de hecho, las concentraciones de las muestras tomadas en primavera están por debajo del límite de detección ($< 0.01 \text{ } \mu\text{M}$). Las mayores concentraciones de DIP se midieron en verano ($0.16 \pm 0.28 \text{ } \mu\text{M}$). En este muestreo de verano las concentraciones más elevadas se dieron en la pluma del emisario submarino ($1.06 \text{ } \mu\text{M}$). En el muestreo de otoño esta misma zona alcanza los $1.84 \text{ } \mu\text{M}$. Respecto al TP las muestras tomadas en invierno son significativamente mayores ($p < 0.05$), sin embargo, la máxima concentración de TP se observa en la pluma del emisario submarino en los muestreos de verano y otoño. ($1.78 \text{ } \mu\text{M}$ y $1.91 \text{ } \mu\text{M}$, respectivamente).

En general, el fósforo fue el nutriente limitante (tabla 4.3.2) llegando en verano a serlo en el 100% de las muestras. En otoño e invierno este porcentaje se redujo hasta el 63%. En otoño, la sílice fue, únicamente, el nutriente limitante en el emisario submarino y en el 33.3 % de los casos no se observó limitación por nutrientes, estos puntos se localizaron en

la zona más próxima a la playa l'Auir y a partir de una distancia aproximada de unos 600 m de la línea de costa. En verano el sílice volvió a ser el nutriente limitante en la zona del emisario submarino mientras que en la desembocadura del río Serpis no hubo limitación por nutrientes, el nitrógeno fue el limitante en dos muestras ubicadas a 4000 m de la línea de costa. En invierno la limitación por sílice fue de un 33% y se dio en las muestras tomadas a más de 1000 m de la línea de costa, incluido el emisario submarino.

	nº muestras	% nutriente limitante			% ninguno
		% DIN	% PO4	% SiO2	
Verano	34	6.25	87.50	3.13	3.13
Otoño	37	0	63.64	3.03	33.33
Invierno	37	0	63.64	33.33	3.03
Primavera	37	0	100	0	0

Tabla 4.3.2. Porcentajes de DIN, DIP (PO_4^{3-}) o DSi (SiO_2) como nutriente limitante.

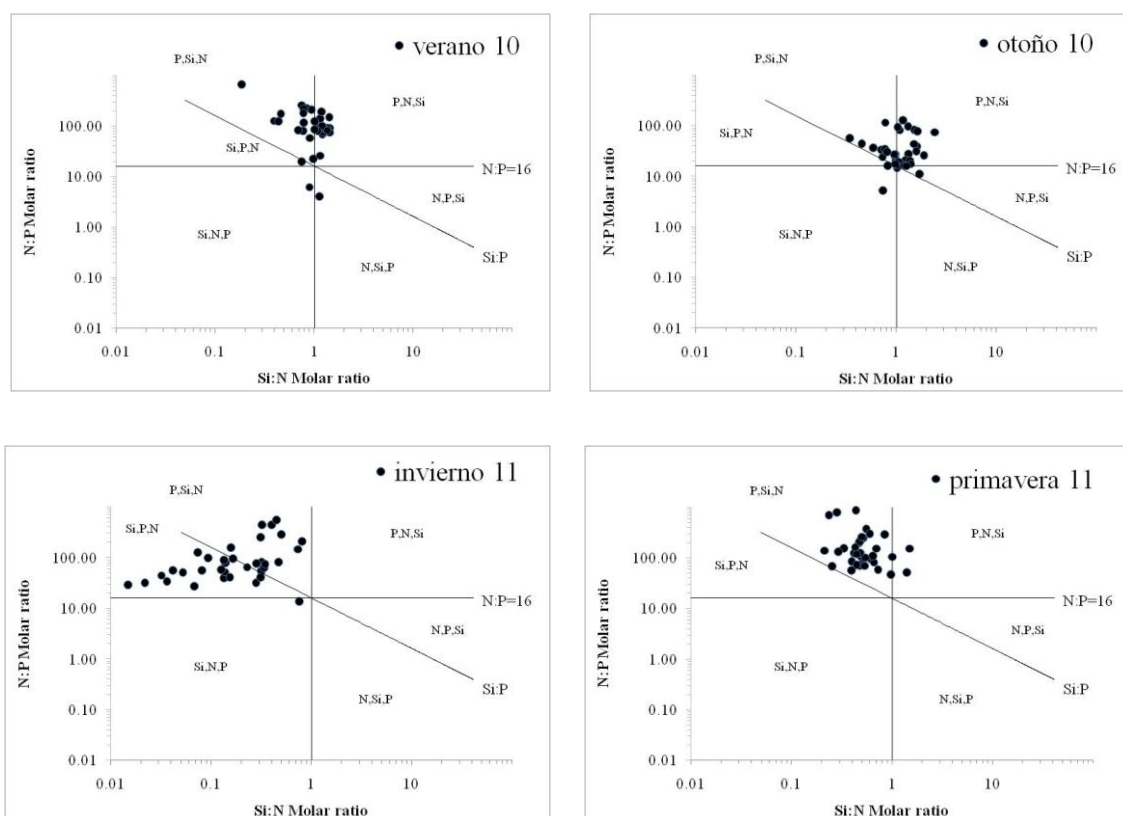


Fig. 4.3.2. Tasas de nutrientes en la zona costera de Gandía. El nutriente limitante está delimitado por las líneas DSi:DIN=1; DIN:DIP=16, y DSi:DIP=16. Las líneas definen seis áreas diferentes, definiendo el nutriente limitante por orden de prioridad.

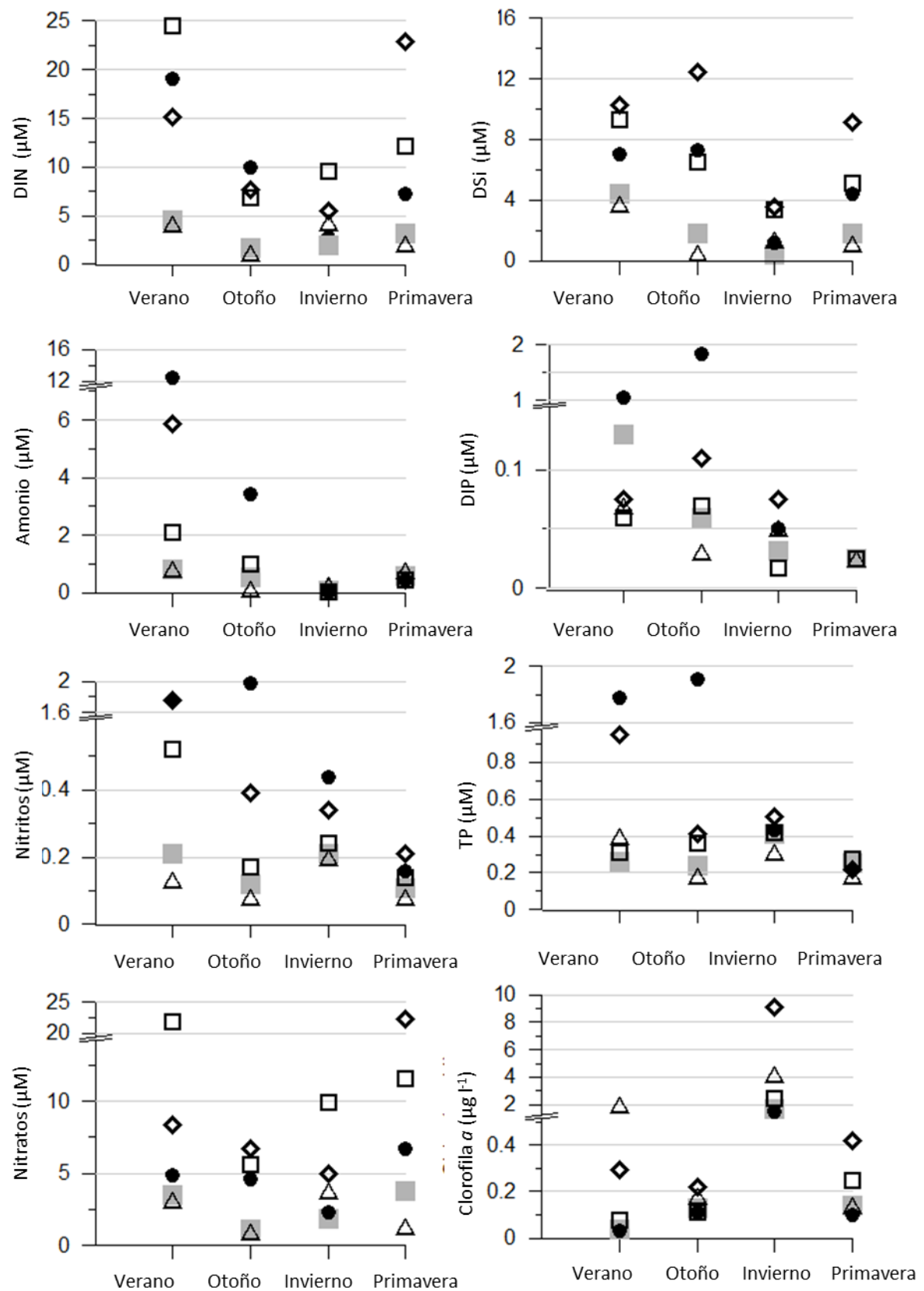


Fig. 4.3.3. Variaciones estacionales y espaciales en la concentración media de nutrientes y clorofila- a de dos puntos de muestreo en la entrada del Puerto (\square H1, H2), Playa Auir (\triangle WV), emisario submarino (\bullet OU), desembocadura del río Serpis en la Playa de Venecia (\diamond RS, S4, A4) y el resto de puntos de muestreo (\blacksquare).

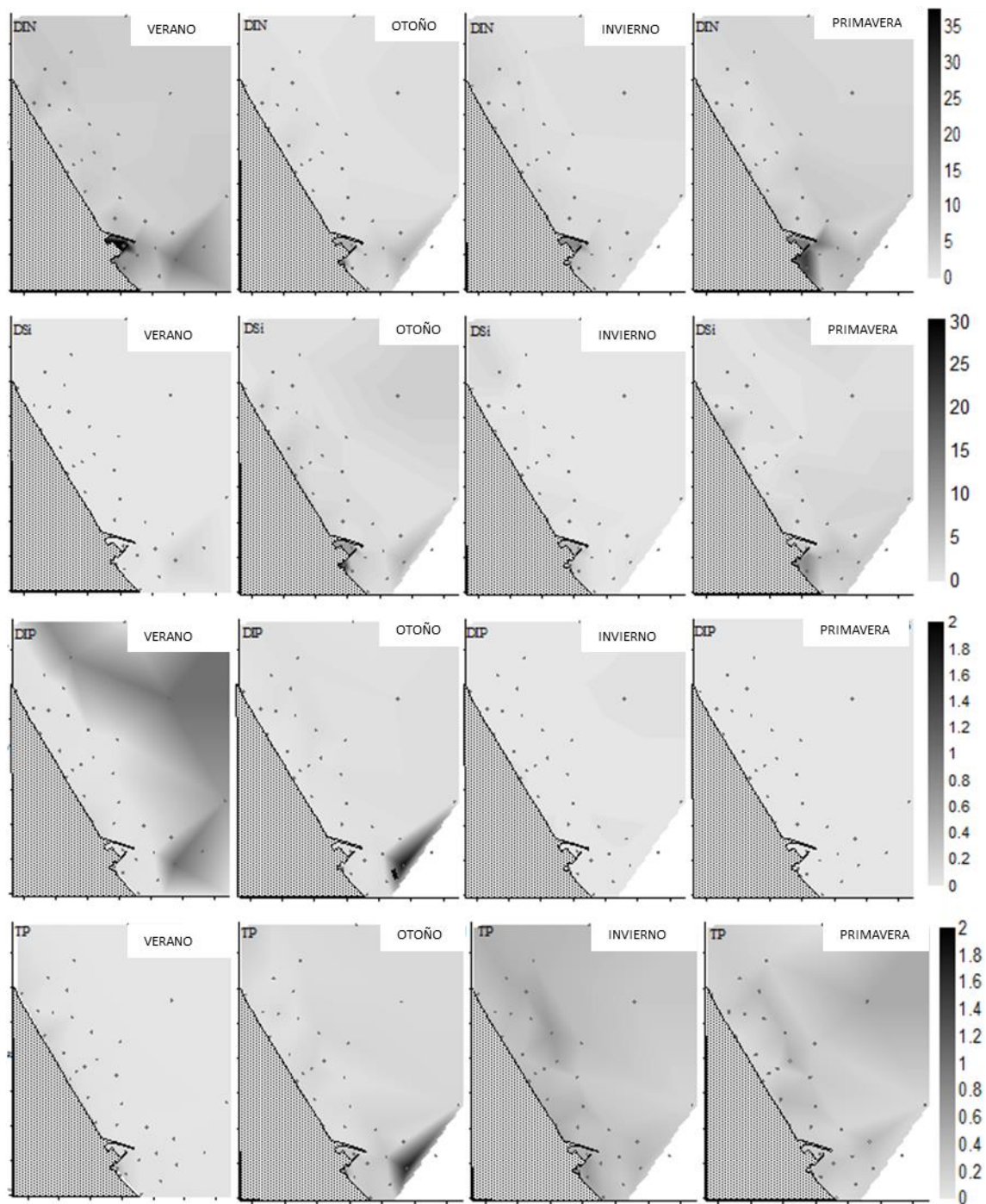


Fig. 4.3.4. Variación espacial y temporal de DIN (μM), DSi (μM), DIP (μM) y TP (μM).

4.3.3 Clorofila *a*.

La concentración de clorofila *a* mostró valores significativamente ($p < 0.05$) mayores en invierno ($2.55 \pm 2.54 \mu\text{g l}^{-1}$) y menores en verano ($0.03 \pm 0.08 \mu\text{g l}^{-1}$). En invierno, se observaron los valores más elevados en la zona de surf y en los puntos de muestreo situados hasta 100 m de distancia de la línea de costa, la concentración máxima se encontró en la desembocadura del río Serpis y fue de $11.71 \mu\text{g l}^{-1}$ y los valores más bajos se registraron en la pluma del emisario. En las otras estaciones del año, los valores más elevados de clorofila *a* fueron medidos en la desembocadura del río Serpis, pero las concentraciones fueron siempre inferiores a las registradas en el muestreo de invierno (tabla 4.3.1 y figura 4.3.5).

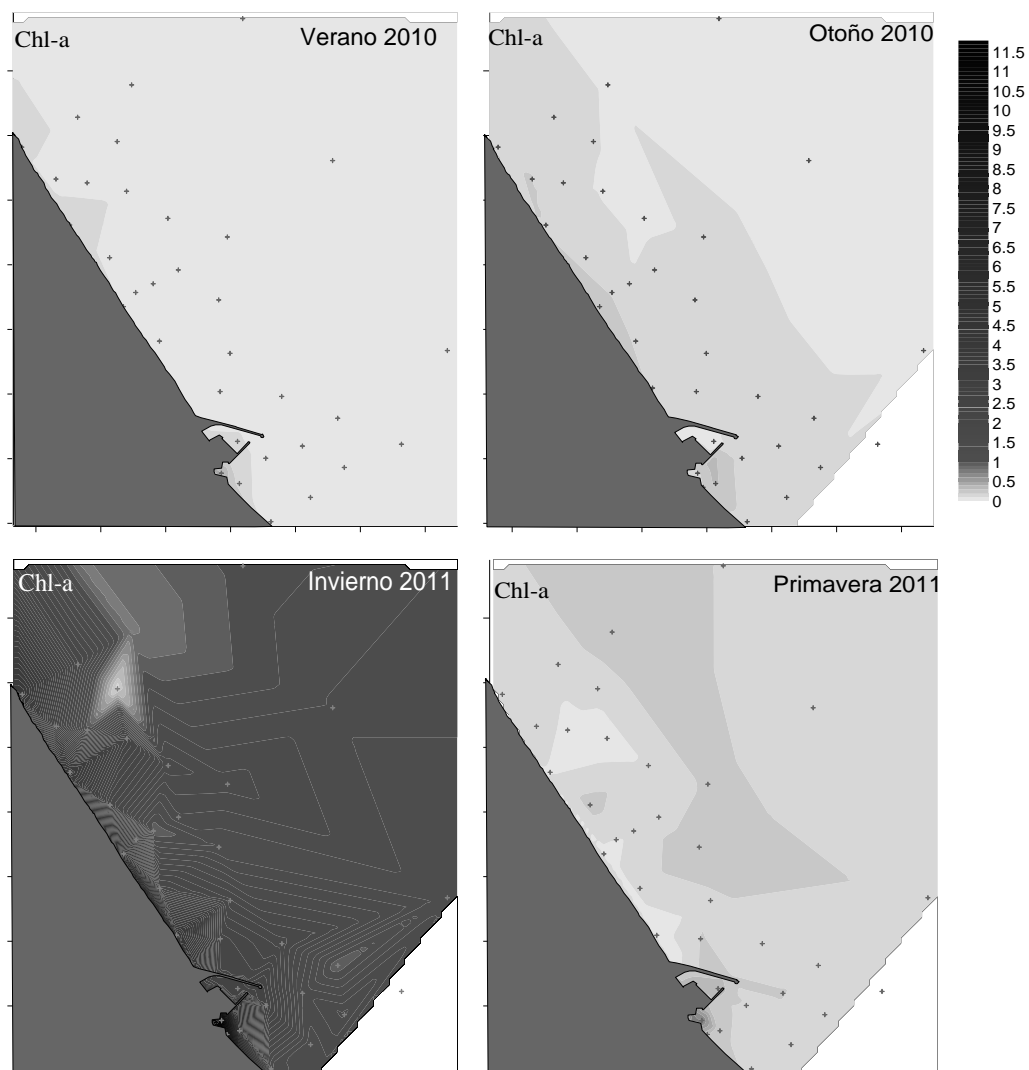


Fig. 4.3.5. Distribución temporal y espacial de clorofila *a*.

4.3.4 Estructura de la comunidad de fitoplancton.

Se han identificado un total de 108 taxones en las diferentes campañas realizadas (tablas 4.3.3a; 4.3.3b). Los podemos agrupar en dinoflagelados (45%), diatomeas (39%), dictiocales (3%), clorofíceas (3%), euglenofíceas (2%), haptofitas (2%), rafidofíceas (2%), criptofíceas (2%) y crisofíceas (2%). En términos de riqueza específica dinoflagelados y diatomeas son los grupos más importantes. De los taxones identificados sólo 35 estuvieron presentes en más de un 10% de las muestras tomadas. La mayoría de estos taxones fueron diatomeas, seguidos de dinoflagelados y rafidofíceas.

Se han diferenciado 36 géneros de diatomeas. El género de diatomeas con mayor representación fue *Chaetoceros* con 7 especies diferentes.

Se identificaron 49 taxones de dinoflagelados pertenecientes a 24 géneros diferentes. Los géneros de dinoflagelados más representados en cuanto a especies fueron *Protoperidinium* y *Ceratium* con 11 y 10 especies, respectivamente.

Las máximas densidades del estudio con 4×10^5 cel l⁻¹ se registraron en el muestreo de verano frente a la bocana del Puerto y al sur de la desembocadura del río Serpis en la playa Marenys.

En términos de abundancia el grupo más importante fueron las diatomeas y dentro de este grupo las especies más abundantes fueron *Proboscia alata*, *Pseudo-nitzschia spp* (72 % y 56 % de frecuencia, respectivamente), *Cylindrotheca closterium* y *Chaetoceros affinis* se encontraron en más del 50% de las muestras. Por otro lado, *Asterionellopsis glacialis* tuvo una frecuencia relativamente baja (29% de frecuencia) pero supuso una importante contribución a la densidad total de fitoplancton ($>200 \times 10^3$ cel l⁻¹ en fitoplancton total). Los dinoflagelados no fueron un grupo dominante en términos de abundancia, el género más abundante fue *Heterocapsa* con 21×10^3 cel l⁻¹ en términos de abundancia total, sin embargo, no fue el más importante en términos de frecuencia (25% de frecuencia). Los géneros de dinoflagelados con una mayor frecuencia fueron *Gymnodinium* y *Scrippsiella* (53% y 43%, respectivamente). Las rafidofíceas se hallaron en un 53% de las muestras, pero no tuvieron una contribución importante a la abundancia total de fitoplancton. Por último, las euglenales se encontraron frecuentemente en la zona de estudio ($>50\%$ de frecuencia) pero tuvieron una abundancia celular total menor de 10×10^3 cel l⁻¹.

El estudio de la comunidad de fitoplancton en las zonas con mayor presión humana (tabla 4.3.4) mostró que en la Playa Venecia y principalmente, en la entrada del puerto, las diatomeas *Guinardia delicatula* y *Pseudo-nitzschia spp* registraron los valores más elevados. Los dinoflagelados del género *Scrippsiella* fueron encontrados en todas las zonas del área costera más antropizadas, a excepción del emisario submarino, y registraron los valores más elevados en la entrada del puerto. La euglenofícea *Eutreptiella gymnastica* solo se encontró en la entrada del puerto y en la playa Venecia. *Odontella mobiliensis* se observó únicamente en la desembocadura de ambos ríos (río Serpis y río Vaca), principalmente en el río Serpis. Por otro lado, *Octactis octonaria*, *Gossleriella tropica* y *Noctiluca scintillans* sólo se observaron en la estación considerada como control (F1) localizada a 4000 m de la línea de costa y en ninguna de las zonas más eutrofizadas.

Taxa	% Np	Av>0	Abundance total	SUMMER	AUTUMN	WINTER	SPRING
DINOFLAGELLATES							
<i>Akashiwo sanguinea</i> Hirasaka	5.6	45	360	40		40	80
<i>Alexandrium</i> sp.	8.4	90	1080	40	40	40	200
<i>Centrodinium maximum</i> Pavillard	1.4	40	80				80
<i>Ceratium candelabrum</i> (Ehrenberg) Stein							n
<i>Ceratium extensum</i> (Gourret) Cleve							n
<i>Ceratium eucarvatum</i> E.G.Jørgensen	2.1	40	120	40			
<i>Ceratium furca</i> Ehrenberg	18.2	60	1560	40	40	40	160
<i>Ceratium fusus</i> Ehrenberg	9.8	44	620	40	40	40	80
<i>Ceratium longirostrum</i> Gourret	2.8	40	160	40			40
<i>Ceratium karstenii</i> Pavillard (=C. arcuatum (Gourret 1883) Cleve 1900)	0.7	40	40	40			
<i>Ceratium macroceros</i> Ehrenberg				n			
<i>Ceratium trichoceros</i> Ehrenberg				n			
<i>Ceratium tripos</i> Müller	3.5	40	200	40	40		
<i>Dinophysis caudata</i> Saviile-Kent	0.7	40	40				40
<i>Dinophysis sacculus</i> Stein	0.7	40	40				40
<i>Diplopsalis</i> sp.	4.9	57	400		120		240
<i>Gonyaulax</i> sp.	3.5	56	280				80
<i>Gymnodinium</i> spp.	53.8	174	13380	160	200	240	1200
<i>Gyrodinium</i> sp.	16.8	93	2220	420	80	40	240
<i>Heterocapsa</i> spp.	25.2	584	21040	20	80	40	2120
<i>Heterodinium dispar</i> Kofoid & Adamson							n
<i>Karenia</i> sp.	2.1	53	160			80	40
<i>Noctiluca scintillans</i> (Macartney) Kofoid & Swezy	10.5	82	1240		40		200
<i>Oxytoxum</i> sp.	1.4	30	60	40			
<i>Pentaparthrodinium tyrrhenicum</i> (Balech) Montresor, Zingone et Marino	13.3	101	1920			40	280
<i>Peridinium quinquecorne</i> Abé				n			
<i>Podolampas spinifera</i> Okamura	1.4	40	80	40			
<i>Polykrikos kofoidii</i> Chatton	0.7	40	40	40			
<i>Prorocentrum lima</i> (Ehrenberg.) Stein	6.3	58	520	120	40	80	40
<i>Prorocentrum micans</i> Ehrenberg	21.7	87	2680	40	80	40	240
<i>Prorocentrum minimum</i> (Pavillard) Schiller	7.7	49	540	80	80	40	40
<i>Prorocentrum triestinum</i> Schiller	9.1	81	1060	20	40		280
<i>Prorocentrum</i> sp.	2.1	53	160	120			
<i>Protoberidinium claudicans</i> (Paulsen) Balech	1.4	40	80			40	40
<i>Protoberidinium crassipes</i> (Kofoid) Balech	7	44	440		40		80
<i>Protoberidinium diabolus</i> (Cleve) Balech	22.4	180	5760		80		560
<i>Protoberidinium divergens</i> (Ehrenberg) Balech	2.8	40	160		40	40	
<i>Protoberidinium leonis</i> (Pavillard) Balech							n
<i>Protoberidinium murrayi</i> (Kofoid) Hernández-Becerril	0.7	40	40				40
<i>Protoberidinium punctulatum</i> (Paulsen) Balech	1.4	40	80				40
<i>Protoberidinium pyriforme</i> (Paulsen) Balech	9.1	82	680		40	40	160
<i>Protoberidinium sphaericum</i> (Murray & Whitting) Balech	4.9	51	360		40		80
<i>Protoberidinium steinii</i> (Jørgensen) Balech	0.7	20	20	20			
<i>Protoberidinium</i> sp.	4.9	43	300	20	40	40	80
<i>Pyrocystis elegans</i> Pavillard	0.7	40	40			40	
<i>Pyrophacus</i> sp.	0.7	40	40		40		
<i>Scrippsiella</i> spp.	44.1	218	13760	160	200	1120	1960
<i>Spiraulax jollifei</i> (Murray & Whitting) Kofoid	1.4	40	80				80
<i>Dynophyceae</i> spp.	16.1	78	1800	680	120	80	80

Tabla 4.3.3a. Taxones identificados en el área de estudio. % Np: porcentaje de las muestras totales donde el taxón ha sido identificado; Av>0: densidad media (cel l⁻¹). Abundancia total: suma de la abundancia de células en todas las muestras tomadas. Máxima abundancia en cada estación del año (cel l⁻¹), n indica que la muestra ha sido observada en muestra de red.

Taxa	% Np	Av>0	Abundance total	SUMMER	AUTUMN	WINTER	SPRING
DIATOMS							
<i>Achnanthes</i> sp.	21	59	1780	80	120	120	120
<i>Amphora</i> spp.	4.9	40	280		40		40
<i>Astartiella</i> sp.	4.8	40	280		200	40	
<i>Asterionellopsis glacialis</i> (Castracane) Round	29.4	5584	234560	40	21640	10200	4600
<i>Asteromphalus</i> spp.						n	
<i>Bacillaria paxillifera</i> (Müller) Henedy	82.5	4722	557220	491580	800	2840	23360
<i>Bacteriastrium</i> sp.	1.4	120	240			200	
<i>Bleakeleya</i> sp.	4.9	43	300	20	80		40
<i>Cerataulina pelagica</i> (Cleve) Henedy					n		
<i>Chaetoceros affinis</i> Lauder	49.7	1125	79920	640	3840	7000	320
<i>Chaetoceros atlanticus</i> (Schütt) Hustedt					n		
<i>Chaetoceros concavicornis</i> Mangin	0.7	40	40		40		
<i>Chaetoceros danicus</i> Cleve	7	56	560		120	80	
<i>Chaetoceros simplex</i> Ostefeld	0.7	20	20	20			
<i>Chaetoceros socialis</i> Lauder					n		
<i>Chaetoceros peruvianus</i> Brightwell	7	56	560		80	40	
<i>Coscinodiscus centralis</i> Ehrenberg	28	60	2400	40	120	200	120
<i>Cylindroseta closterium</i> (Ehrenberg) Reimann & Lewin	51	114	8340	40	520	560	280
<i>Diploneis</i> sp.	10.5	71	1060	40	280	200	40
<i>Eucampia</i> sp.	2.1	133	400		120		240
<i>Fragilariopsis</i> spp.	0.7	80	80		80		
<i>Gossleriella tropica</i> Schütt	1.4	40	80			40	40
<i>Guinardia delicatula</i> (Cleve) Hasle	28.7	664	27260	8920	440	680	200
<i>Helicotheca tamesis</i> (Shrubsole) Ricard				n			
<i>Hemidiscus</i> sp.	0.7	40	40			40	
<i>Lauderia annulata</i> Cleve	3.5	28	140	40			40
<i>Leptocylindrus mediterraneus</i> (H. Peragallo) Hasle	22.4	198	6340	280	760	800	240
<i>Licmophora</i> spp.	7.7	554	6100	40	5720		80
<i>Melosira</i> spp.	7.0	556	5560		1600	1120	80
<i>Navicula</i> spp.	28.0	53	2120	140	40	80	80
<i>Nitzschia longissima</i> (Brébisson in Kützing)	5.6	260	2080	1680	40		120
<i>Odontella mobiliensis</i> (Bailey) Granow	12.6	139	2500	760	200	760	120
<i>Planktoniella</i> sp.	0.7	20	20	20			
<i>Pleurosigma</i> sp.	17.5	60	1500	160	120	40	200
<i>Proboscia alata</i> (Brightwell) Sundström	72	167	17240	540	680	800	400
<i>Pseudo nitzschia</i> spp.	55.9	6754	540330	408510	19360	3800	200
<i>Rhizosolenia</i> spp.	18.9	132	3560	480	40		80
<i>Skeletonema costatum</i> (Greville) Cleve	23.8	865	29440	800	2120	2920	2120
<i>Striatella unipunctata</i> (Lyngbye) Agardh	0.7	3760	3760		3760		
<i>Thalassionema nitschioides</i> (Granow) Merschkowsky	43.4	895	55460	80	4640	480	360
<i>Thalassiosira</i> spp. Granow	8.4	403	4840		1960	560	40
<i>Thalassiotrix</i> spp.	0.7	40	40		40		
EUGLENOPHYTES							
<i>Eutreptiella gymnastica</i> Thronsen	17.5	86	2140	40	160	480	80
<i>Eutreptia</i> spp.	49.7	115	8160	200	440	240	280
CHLOROPHYTES							
<i>Scenedesmus</i> spp.	1.4	200	400		160		240
<i>Sphaerocystis</i> spp.	1.4	100	200	120			80
<i>Chlorophyceae</i> spp.	18.2	138	3600	40	80	200	920
RAPHYDOPHYTES							
<i>Chatonella subsalsa</i> B. Biecheler	0.7	40	40	40			
<i>Chatonella</i> sp.	52.4	405	30400	200	4240	1840	120
HAPTOPHYTES							
<i>Phaeocystis</i> spp. Lagerheim	1.4	40	40	40		40	
<i>Phaeocystis cordata</i> Zingone & Chrétiennot-Dinet				n			
<i>Phaeocystis globosa</i> Scherffel				n			
CHRYSOPHYTES							
<i>Bicosoeca</i> spp.	2.8	60	240		80	40	40
<i>Dinobryon</i> sp.	4.9	57	400	40	120		
<i>Dinobryon balticum</i> (Schütt) Lemmermann	0.7	40	40		40		
DICTIOPHYTES							
<i>Ciliophrys infusionum</i> Cienkowski	0.7	40	40		40		
<i>Dicryocha stauronon</i> Ehrenberg	0.7	40	40		40		
<i>Octacis octonaria</i> (Ehrenberg) Hovasse	4.9	120	840		320		
CRYPTOPHYTES							
<i>Telonema subtile</i> Greissmann				n			

Tabla 4.3.3b. Taxones identificados en el área de estudio (taxa). % Np: porcentaje de las muestras totales donde el taxón ha sido identificado; Av>0: densidad media (cel l⁻¹). Abundancia total: suma de la abundancia de células en todas las muestras tomadas. Máxima abundancia en cada estación del año (cel l⁻¹), n indica que la muestra ha sido observada en muestra de red.

Taxón	ENTRADA PUERTO	PLAYA VENEZIA	PLAYA AHUIR	EMISARIO SUBMARINO	CONTROL (F1)
	Av>0	Av>0	Av>0	Av>0	Av>0
<i>Chatonella sp.</i>	200	496	260	1413	106
<i>Eutreptiella gymnastica</i>	180	210	0	0	0
<i>Gosleriella tropica</i>	0	0	0	0	40
<i>Guinardia delicatula</i>	4686	1187	310	240	480
<i>Nitzschia longissima</i>	0	0	0	0	40
<i>Noctiluca scintillans</i>	0	0	40	0	200
<i>Octactis octonaria</i>	0	0	0	0	40
<i>Odontella mobiliensis</i>	40	203	760	0	0
<i>Pseudo-nitzschia spp.</i>	71491	4305	9760	1720	520
<i>Scrippsiella sp.</i>	880	326	340	0	160
<i>Skeletonema costatum</i>	1270	180	520	600	0

Tabla 4.3.4. Especies indicadoras de presión antropogénica. Av>0: densidad media (cel l⁻¹).

4.3.5 Dinámica estacional de la comunidad de fitoplancton.

En general, los valores más elevados de abundancia celular se registraban en otoño (fig. 4.3.6) la mediana de la abundancia fue de alrededor de 9×10^3 cel l⁻¹. Los valores más bajos de abundancia celular se registraron en verano y primavera con una mediana de 880 cel l⁻¹ y 2240 cel l⁻¹. Por otro lado, el valor más elevado de abundancia celular se dio en verano, concretamente al sur de la desembocadura del río Serpis, con 492620 cel l⁻¹. En general, la distribución temporal de la abundancia celular coincidió con la distribución temporal de las diatomeas, lo que indica que este grupo fue el responsable de la variabilidad de la concentración celular. De hecho, hubo una fuerte correlación significativa ($R^2=0.90$ $p<0.01$) entre la abundancia de diatomeas y la abundancia total celular. En el caso de los diferentes grupos de fitoplancton se observó una gran variabilidad temporal. Las diatomeas registraron sus concentraciones más elevadas en otoño (fig. 4.3.6). La abundancia de dinoflagelados y clorofíceas en primavera fue significativamente ($p<0.05$) mayor que en las otras estaciones del año. La densidad celular de euglenales fue significativamente mayor ($p<0.05$) en verano y las rafdofitas fueron más abundantes en otoño e invierno que en primavera y verano.

En verano (fig. 4.3.7), las diatomeas representaron el 99% de la abundancia celular total. Las especies más importantes en términos de abundancia fueron *Bacillaria paxillifer*, *Pseudo-nitzschia spp.* y *Guinardia delicatula*, y en términos de frecuencia *Bacillaria paxillifera*, *Proboscia alata* y *Rhizosolenia sp.* De los dinoflagelados, el género más abundante en esta estación fue *Gymnodinium*.

En otoño, el grupo más abundante fueron las diatomeas (93%) seguido por rafdofíceas (4.5%) y dinoflagelados (2%) (Fig. 4.3.7). Las especies más frecuentes fueron *Thalassionema nitzschioides*, *Asterionellopsis glacialis* y *Pseudo-nitzschia spp.*, estas especies contribuyeron fuertemente a la densidad total de fitoplancton. Los géneros de dinoflagelados más abundantes y que se encontraron en un mayor número de muestras fueron *Scrippsiella* y *Gymnodinium*. El porcentaje de diatomeas respecto a la abundancia celular total disminuyó en invierno (89%), mientras que el porcentaje de rafdofíceas, dinoflagelados y euglenales aumentó. La especie de diatomeas más abundante y frecuente fue *Chaetoceros affinis*, mientras en cuanto a los dinoflagelados el género más abundante fue *Scrippsiella* y el más frecuente *Gymnodinium*.

En primavera, las abundancias relativas de los diferentes grupos fue significativamente diferente de las observadas en las otras estaciones del año, los

dinoflagelados fueron el grupo de mayor abundancia relativa con un 48%, las diatomeas presentaron un 46%, y clorofíceas y euglenofitas un 2.8% y 2.2%, respectivamente. La especie más abundante fue la diatomea *Bacillaria paxillifer*, pero las de mayor frecuencia fueron los dinoflagelados del género *Gymnodinium* seguido por el género *Heterocapsa* y *Scrippsiella*.

El muestreo de primavera presentó valores significativamente ($p < 0.05$) mayores de diversidad (2.03 ± 0.44 bits individuos⁻¹) y equidad (0.43 ± 0.09) que las otras estaciones del año. En el caso del número de especies, los valores más elevados se dieron en los muestreos de otoño y primavera (14.12 ± 4.00 individuos, 14.68 ± 4.31 individuos, respectivamente).

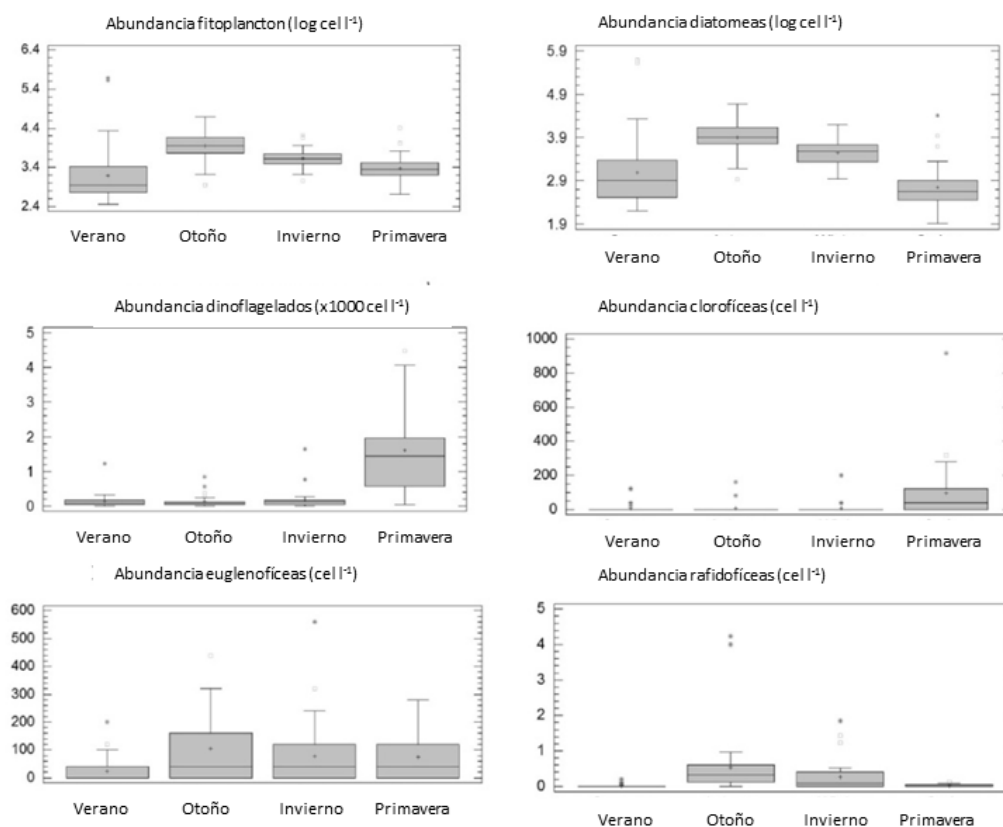


Fig. 4.3.6. Diagramas Box-whiskers de los principales grupos de fitoplancton.

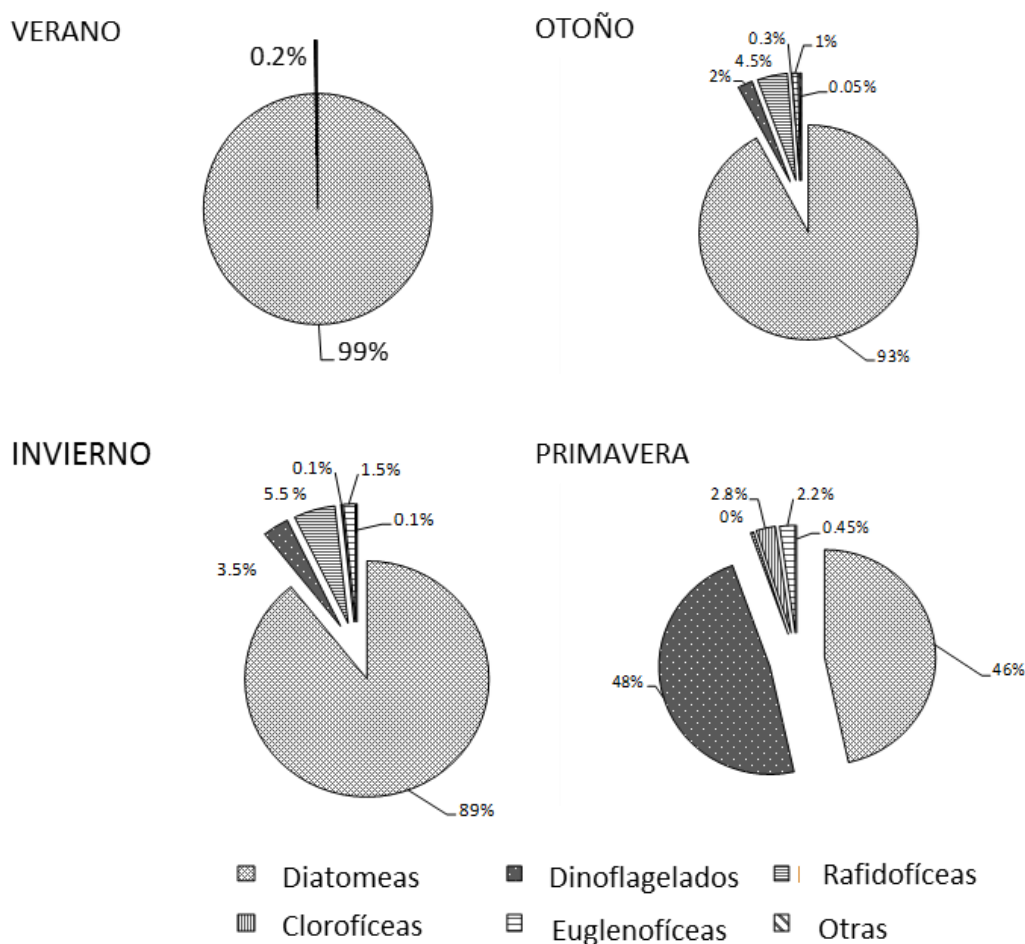


Fig. 4.3.7. Contribución de los diferentes grupos de fitoplancton a la abundancia celular total en cada estación del año.

4.3.6 Comportamientos espaciales de la comunidad de fitoplancton.

El análisis de conglomerados jerárquico mostró diferentes patrones espaciales dependiendo de la estación del año estudiada (fig. 4.3.8 y fig. 4.3.9). En verano, se dieron diferencias significativas ($p < 0.05$) en la comunidad de fitoplancton entre los puntos de muestreo situados a menos de 1000 m de distancia de la línea de costa (Grupo I, excepto A5) y los puntos de muestreo situados a una distancia de la costa de más de 1000 m (Grupo II). El grupo I presentó valores significativamente mayores ($p < 0.05$) de densidad celular, riqueza, diversidad y equidad. Dentro del grupo I, dos zonas registraron valores de densidad celular significativamente mayores ($p < 0.05$): Puerto de Gandía (H1) $419 \times 10^3 \text{ cel l}^{-1}$ y la desembocadura del río Sérpis (RS y A4) $19770 \pm 1930 \text{ cel l}^{-1}$. Dentro del grupo II, la zona situada al sur del espigón del puerto (C5, D5) y la ubicada al sur de la desembocadura del río Sérpis (A5) presentó valores más elevados de densidad celular, principalmente A5 ($492 \times 10^3 \text{ cel l}^{-1}$) debido a la presencia de elevadas concentraciones del género *Pseudo-nitzschia*.

En otoño (fig. 4.3.8), el área de surf (grupo I), presentó valores más elevados de diversidad y equidad, además la concentración de dinoflagelados fue significativamente mayor ($p < 0.05$). Los puntos de muestreo ubicados en la zona de surf presentaron menor densidad celular ($5172 \pm 1068 \text{ cel l}^{-1}$) que el resto de puntos de muestreo ($12293 \pm 6895 \text{ cel l}^{-1}$).

l^{-1}). Las clorofíceas fueron halladas principalmente en la desembocadura del río Serpis (160 $cel\ l^{-1}$). La desembocadura del río Vaca tuvo una mayor densidad de diatomeas (47720 $cel\ l^{-1}$) y dinoflagelados (840 $cel\ l^{-1}$) que el resto del área de estudio. En este muestreo los dinoflagelados se concentraron principalmente en el entorno de la instalación portuaria y en la playa l'Auir (fig. 4.3.9).

En el muestreo de invierno se diferenciaron dos grupos (fig. 4.3.8). El grupo I, constituido por las desembocaduras de los ríos Vaca y Serpis, mostró valores significativamente mayores ($p < 0.05$) de diversidad y equidad; por otro lado, estas áreas registraron valores menores de densidad celular ($2500 \pm 551\ cel\ l^{-1}$) que el resto del área de estudio (grupo II) ($5390 \pm 3270\ cel\ l^{-1}$). La concentración de diatomeas y rafidofíceas fue significativamente mayor ($p < 0.05$) en los puntos de muestreo del grupo II mientras que las euglenofíceas y clorofíceas fueron más abundantes en los puntos de muestreo del grupo I. Los dinoflagelados se encontraron principalmente en el canal de entrada del puerto de Gandía y al sur de la desembocadura del río Serpis (grupo II.I) (fig. 4.3.9).

En primavera (fig. 4.3.8), es difícil establecer un patrón espacial de distribución. En el dendrograma se diferencian dos grupos con diferencias significativas ($p < 0.05$) en términos de densidad celular pero no en términos de riqueza, diversidad y equidad. La playa l'Auir y la pluma del emisario submarino (grupo I) registraron valores más bajos de densidad celular ($1114 \pm 400\ cel\ l^{-1}$) que el resto del área costera (grupo II) ($3319 \pm 1942\ cel\ l^{-1}$), consecuencia de las bajas concentraciones de dinoflagelados observadas en el grupo I. Las abundancias más elevadas de clorofíceas y dinoflagelados se observaron en el canal de entrada a la instalación portuaria (fig. 4.3.9).

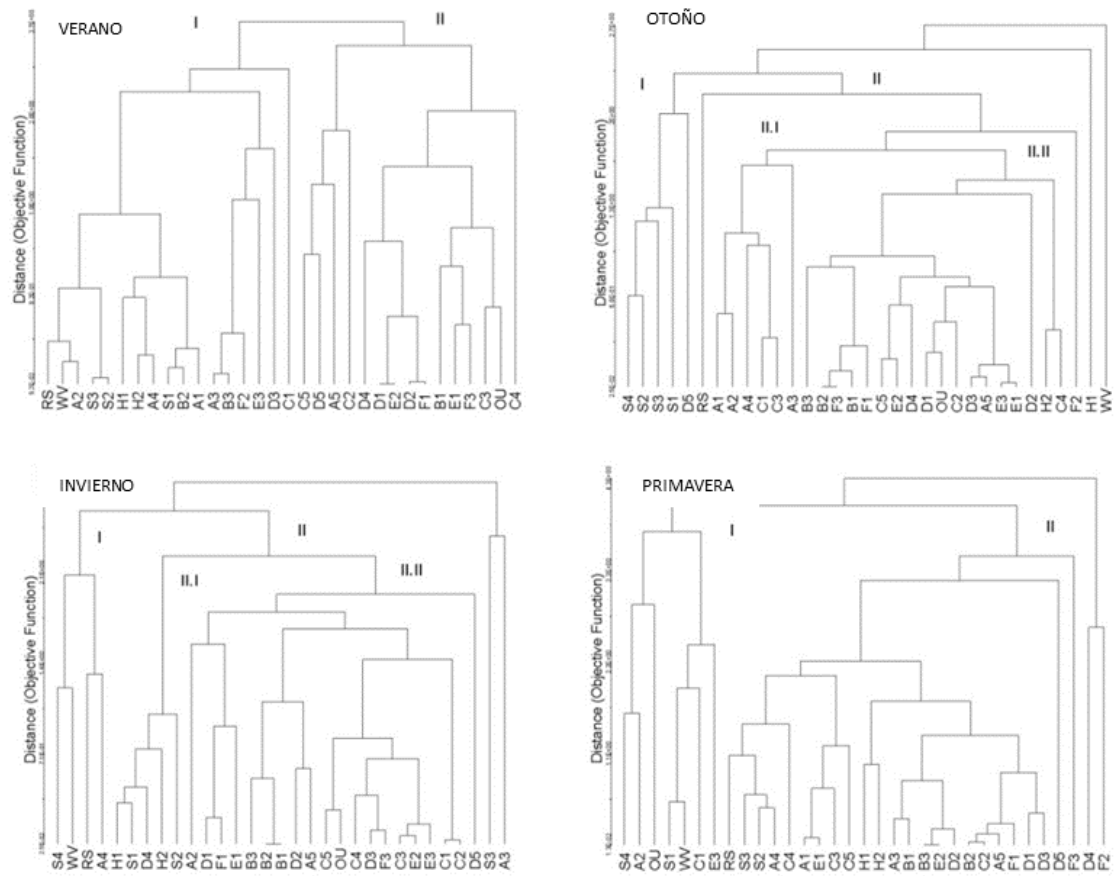


Fig.4.3.8. Dendrograma del cluster jerárquico de los 33 puntos de muestreo, usando una matriz de similitudes aplicando la distancia Bray Curtis y el método de linkage fue el promedio del grupo (group average).

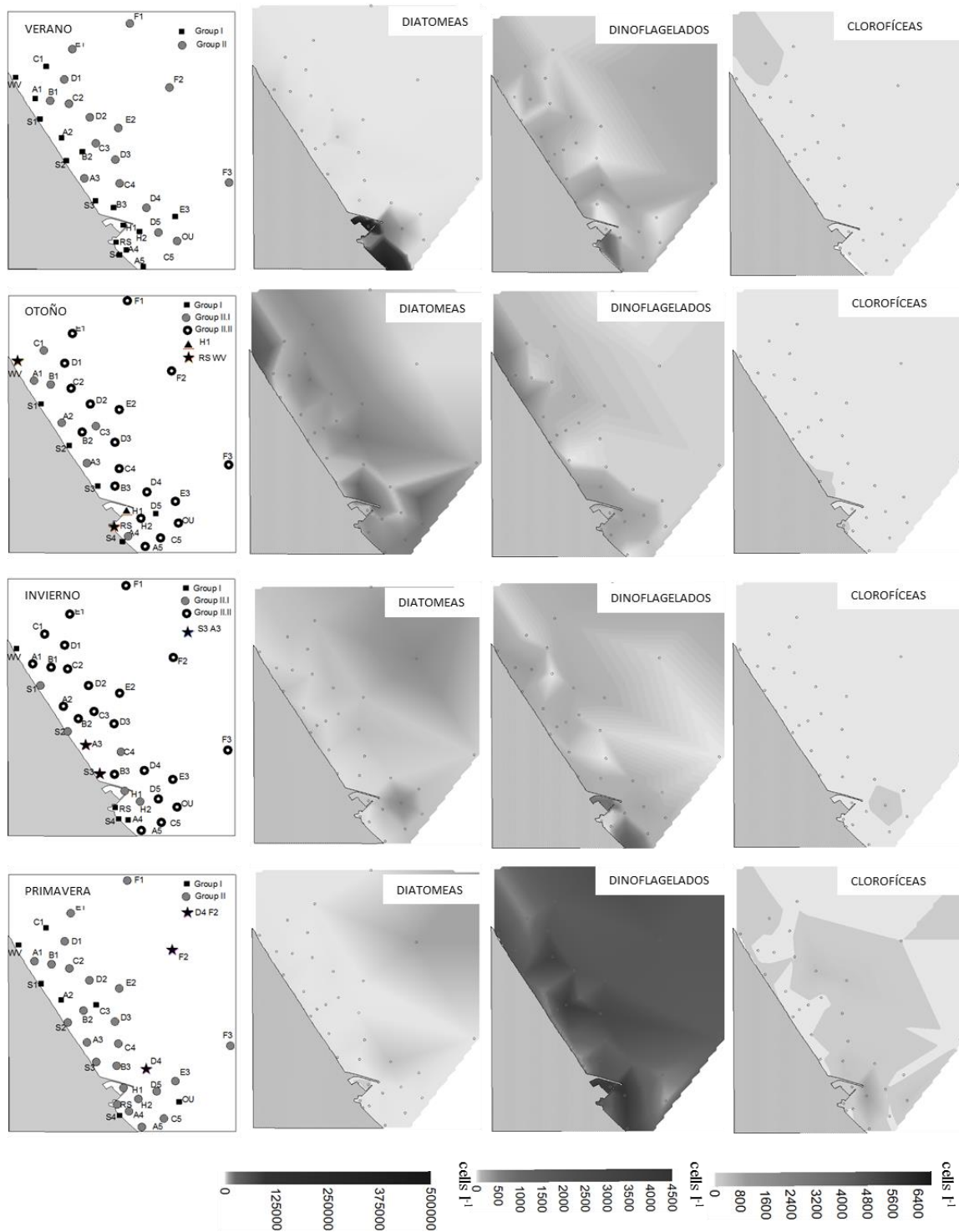


Fig. 4.3.9. Distribución de los principales grupos de fitoplancton identificados por el análisis de conglomerados.

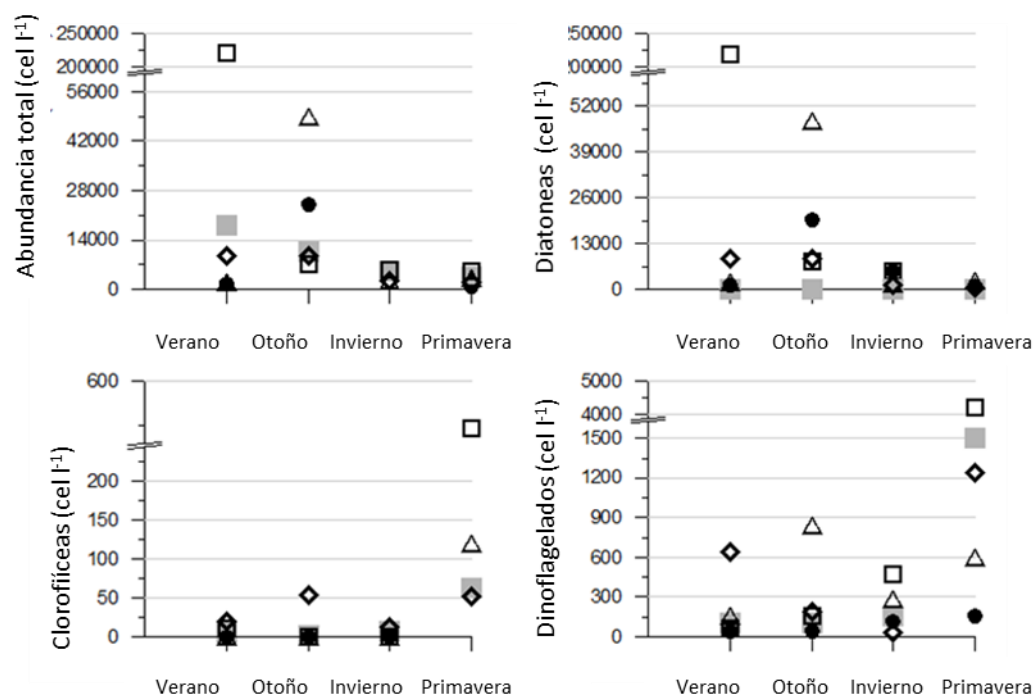


Fig 4.3.10. Variaciones estacionales y espaciales de los principales grupos de fitoplancton en dos estaciones en la entrada del puerto (□ H1, H2), en la playa Auir (△ WV), en el emisario submarino (● OU), en la desembocadura del río Serpis en la Playa Venecia (◇ RS, S4, A4) y en el resto de estaciones de la zona de estudio (■).

4.3.7 Especies potencialmente dañinas y formadoras de blooms.

Se identificaron 31 taxones potencialmente dañinos (tóxicos, ictiotóxicos y formadores de blooms). Estos taxones y sus características se muestran en la tabla 4.3.5. De entre ellas, 12 especies están incluidas en la Lista de referencias taxonómicas de microalgas dañinas del 2009 del Intergovernmental Oceanographic Commission (IOC). Concretamente, 8 dinoflagelados, 2 diatomeas, 1 euglenofita y 1 haptofita. Los dinoflagelados con mayor concentración celular y que tuvieron mayor frecuencia fueron *Alexandrium sp.*, *Gymnodinium spp.*, *Heterocapsa spp.*, *Scrippsiella spp.*, *Noctiluca scintillans*, *Prorocentrum micans* y *Prorocentrum triestinum*, siendo observados principalmente en primavera. De entre ellos, los géneros *Heterocapsa* y *Scrippsiella* fueron los más abundantes, alcanzando concentraciones de hasta 2×10^6 cel l⁻¹ en el puerto, por otro lado, las especies que presentaron mayor frecuencia fueron los dinoflagelados del género *Gymnodinium*.

En general, las diatomeas potencialmente dañinas registraron sus abundancias celulares más elevadas en otoño e invierno. *Pseudo-nitzschia spp* presentó el mayor porcentaje de ocurrencia (91.7%) en otoño, pero su máxima concentración celular la alcanzó en verano ($>400 \times 10^3$ cel l⁻¹). Las mayores concentraciones de este género de diatomeas fueron observadas siempre en las proximidades a la bocana del puerto. A partir de estos datos no puede establecerse un patrón de comportamiento temporal y espacial de las haptofitas del género *Phaeocystis*.

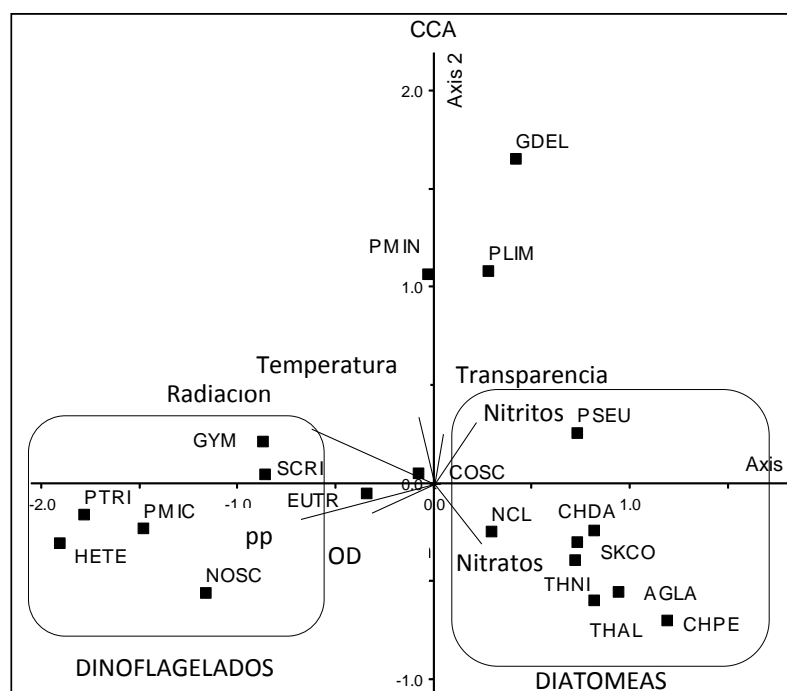


Fig. 4.3.11. Gráfico de correlaciones del Análisis de Correspondencias Canónicas (CCA), basado en la relación entre variables ambientales y especies potencialmente nocivas (HABs).

El resultado del Análisis de Correspondencias Canónicas (CCA) se muestra en la figura 4.3.11. El análisis CCA se realizó con las especies potencialmente dañinas y formadoras de blooms más abundantes detectadas en la zona de estudio. Las variables ambientales (temperatura, radiación, precipitación, penetración de la luz, nitritos, nitratos y oxígeno disuelto) explicaron un 31% de la varianza. Las especies potencialmente dañinas y formadoras de blooms pueden englobarse en dos grupos principalmente: el primer grupo está formado por diatomeas potencialmente dañinas y el segundo grupo formado por dinoflagelados potencialmente dañinos. La abundancia de diatomeas potencialmente dañinas fue mayor en aguas con una elevada concentración en nitratos y está inversamente correlacionada con la radiación y la temperatura. Dentro de las diatomeas potencialmente dañinas, *Pseudo-nitzschia spp* (PSEU) mostró una correlación positiva con altas concentraciones de nitritos y nitratos. La abundancia de dinoflagelados potencialmente dañinos aumenta cuanto mayor es la radiación y está positivamente correlacionada con la concentración de oxígeno disuelto y la ocurrencia de eventos de precipitaciones en los días previos a la campaña. La abundancia de *Eutreptiella gymnastica* (EUTR) está correlacionada positivamente con estos eventos de precipitación y la concentración de oxígeno disuelto. *Guinardia delicatula* (GDEL) se comporta como una especie ubicua y *Prorocentrum minimum* (PMIN) y *Prorocentrum lima* (PLIM) no presentan un comportamiento claro en base a este análisis.

Taxón	Grupo	Tipo celular	daño	VERANO			OTOÑO			INVIERNO			PRIMAVERA						
				Np	% Np	Av. (>0)	Max.	Np	% Np	Av. (>0)	Max.	Np	% Np	Av. (>0)	Max.	Np	% Np	Av. (>0)	Max.
<i>Akashiwo sanguinea</i> Hirasaka	DINO	i	bf	1	0.2	40	40			1	3.2	40	40	5	15.2	48	80		
<i>Alexandrium</i> sp.	DINO	i	PSP, bf	1	0.2	40	40							8	24.2	115	200		
<i>Ceratium fuscus</i> Ehrenberg	DINO	i	ictiológica	2	0.3	30	40			3	9.7	40	40	7	21.2	46	80		
<i>Dinophysis caudata</i> Saville-Kent	DINO	i	DSP																
<i>Dinophysis sacculata</i> Stein	DINO	i	DSP											1	3.0	40	40		
<i>Gonyaulax</i> sp.	DINO	i	NTX											5	15.2	56	80		
<i>Gymnodinium</i> spp.	DINO	i/c	bf*	12	2.0	68	160	10	30.3	68	200	240	240	31	93.9	333	1200		
<i>Heterocapsa</i> spp.	DINO	i	bf*	1	0.2	20	20	2	6.1	60	80	40	40	30	90.9	693	2120		
<i>Karenia</i> spp. Hansen et Moestrup	DINO	i	NSP											1	3.0	40	40		
<i>Noctiluca scintillans</i> (Macartney) Kofoid & Swezy	DINO	i	bf					4	12.1	40	40		8	24.2	120	200			
<i>Prorocentrum lima</i> (Ehrenberg.) Stein	DINO	i	DSP	2	0.3	100	120	2	6.1	40	40	40	40	1	3.0	40	40		
<i>Prorocentrum micans</i> Ehrenberg	DINO	i	bf	1	0.2	40	40	5	15.2	48	80	40	40	22	66.7	104	240		
<i>Prorocentrum minimum</i> (Pavillard) Schiller	DINO	i	NTX, b	3	0.5	60	80	2	6.1	60	80	40	40	2	6.1	40	40		
<i>Prorocentrum triestinum</i> Schiller	DINO	i	bf	1	0.2	20	20	1	3.0	40	40	40	40	11	33.3	91	280		
<i>Scorpiella</i> spp.	DINO	i	bf	6	1.0	67	160	11	33.3	87	200	171	1120	29	87.9	337	1960		
<i>Amphora</i> spp.	DIAT	i	ASP					2	6.1	40	40		5	15.2	40	40			
<i>Asterionellopsis glacialis</i> (Castracane) Round	DIAT	c	bf*	1	0.2	40	40	29	87.9	6421	21640	1128	1760	1	3.0	4600	4600		
<i>Chaetoceros concavicornis</i> Mangin	DIAT	c	ictiológica					1	3.0	40	40								
<i>Chaetoceros danicus</i> Cleve	DIAT	c	bf					4	12.1	70	120	40	80						
<i>Chaetoceros peruvianus</i> Brightwell	DIAT	i	bf					9	27.3	58	80								
<i>Coscinodiscus centralis</i> Ehrenberg	DIAT	i	bf	4	0.7	30	40	11	33.3	69	120	65	200	10	30.3	64	120		
<i>Ceratulina pelagica</i> (Cleve) Hendey	DIAT	c	bf																
<i>Cylindrotheca closterium</i> + <i>Nitzschia longissima</i>	DIAT	i	bf	1	0.2	20	20	25	75.8	120	520	125	560	13	39.4	55	200		
<i>Guinardia delicatula</i> (Cleve) Hasle	DIAT	c	ASP	19	3.2	1214	8920	9	27.3	156	440	8	25.8	185	480	80	80		
<i>Pseudo-nitzschia</i> spp.	DIAT	i	ASP*	12	2.0	37351	408510	31	93.9	2223	19360	25	80.6	731	3800	2	6.1	120	200
<i>Skeletonema costatum</i> (Greville) Cleve	DIAT	c	bf	3	0.5	393	800	19	57.6	851	2120	8	25.8	1005	2920	1	3.0	2120	2120
<i>Thalassionema nitzschioides</i> (Grunow) Mereschkowsky	DIAT	c	bf	1	0.2	80	80	31	93.9	1510	4640	16	51.6	243	480	5	15.2	160	360
<i>Eutreptiella gimnastica</i> Thronsen	DIAT	c	bf					7	21.2	526	1960	3	9.7	307	560	1	3.0	40	40
<i>Chaetoceros subsalsus</i> B. Biecheler	FL	i	ictiológica	2	0.3	30	40	5	15.2	96	160	8	25.8	135	480	10	30.3	52	80
<i>Phaeocystis</i> sp. Lagerheim	PRM	i	ictiológica	1	0.2	40	40							1	3.2	40	40		

Tabla 4.3.5. Principales características de los taxones potencialmente dañinos. Code: abreviación usada en el CCA. Tax group: Grupo taxonómico: se refiere a dinoflagelados(DINO), diatomeas (DIAT), radiolificas (RAF) y haptoficeas (HAPT). Cell type se refiere a células individuales (i), formadoras de cadenas o coloniales (c); Harmful se refiere el efecto potencialmente dañino: toxina paralizante (PSP), toxina diarreica (DSP), toxina amnésica (ASP), neurotóxica (NTX), ictiológica (fish-killing) y formadora de blooms (bf), un asterisco * indica concentraciones elevadas. Np: número de muestras en las que está presente, % Np: porcentaje con respecto al total; Av>0: concentración media cuando el taxón es detectado (cel l⁻¹); Max.: concentración celular máxima (cel l⁻¹)

4.3.8 Relaciones entre parámetros abióticos y la comunidad de fitoplancton.

El análisis de la correlación de Spearman se realizó en base a diferentes parámetros ambientales (temperatura del agua, nutrientes, radiación, transparencia del agua, oxígeno disuelto y salinidad) y los diferentes grupos de fitoplancton, la abundancia celular y la concentración de clorofila *a*, con el objetivo de identificar relaciones significativas (tabla 4.3.6).

	Diatomeas	Dinoflagelados	Clorofíceas	Euglenofíceas	Haptofíceas	Dictyofíceas	Rafidofíceas	Abundancia total	Chl- <i>a</i>
Temperatura agua	-0.74^a	-0.11	-0.03	-0.08	0.06	0.07	-0.28 ^a	-0.30 ^a	0.02
Radiación	-0.74 ^a	0.56^b	0.40^b	-0.16	-0.08	-0.17	-0.58^b	-0.44^b	-0.14
Salinidad	-0.21^b	-0.18^a	-0.42^a	-0.30^a	0.08	-0.02	-0.14	-0.35^a	-0.24^a
Penetración luz	-0.04	-0.31^a	-0.26^b	-0.33^a	-0.06	0.00	0.08	0.12	-0.31^a
Oxígeno disuelto	0.02	0.26	0.01	0.16	0.01	-0.13	0.14	0.17	0.77^a
DIN	0.24	0.15	0.36^a	-0.10	-0.02	0.02	-0.12	-0.34	-0.19
DIP	0.31^a	-0.49^a	-0.24^a	-0.04	0.00	0.17	0.22 ^b	0.17	0.03
TP	0.01	-0.11	-0.02	-0.05	-0.04	0.03	0.05	-0.03	0.35^a
DSi	0.32^b	0.23	0.30^b	0.30^a	0.03	0.13	-0.24^a	0.27^a	-0.16
DIN:DIP	0.24	0.43^a	0.42^a	0.03	0.02	-0.23	-0.28	0.24	0.15
DSi:DIN	0.32 ^a	-0.27^a	-0.09	0.27^a	0.08	0.16	0.12	0.41 ^a	0.14
DSi:DIP	0.04	0.44^a	0.36^a	0.29^a	0.31	0.01	-0.08	0.17^b	0.35^a

Tabla 4.3.6. Matriz de correlación de Spearman entre los grupos de fitoplancton y las variables ambientales. (a $p < 0.01$; b $p < 0.05$).

La evaluación de la correlación se basa en la escala definida por Torres (2004). Las diatomeas presentaron una débil correlación positiva con DSi, DIP y la ratio DSi:DIN, y una correlación negativa moderada con la radiación solar y la temperatura del agua. Los dinoflagelados presentaron una moderada correlación positiva con la radiación solar y una débil correlación positiva con las relaciones DIN:DIP y DSi:DIP. Por otro lado, los dinoflagelados mostraron una débil correlación negativa con DIP y la ratio DSi:DIN. Las clorofíceas estuvieron inversamente y débilmente correlacionadas con la salinidad, DIP y la penetración de la luz y presentaron una débil correlación positiva con la radiación solar, DIN, DSi y las ratios DIN:DIP y DSi:DIP.

Las algas euglenofíceas presentaron una débil correlación positiva con DSi, la ratio DSi:DIN y DIP y estuvieron inversamente correlacionadas con la salinidad y la penetración de la luz. Las rafidofíceas mostraron correlaciones negativas con la radiación solar y la temperatura del agua.

La abundancia celular de fitoplancton muestra una débil correlación positiva con DSi y la ratio DSi:DIN. Por otro lado, presenta una débil correlación negativa con la temperatura del agua, la radiación y la salinidad.

La concentración de clorofila *a* mostró una moderada correlación con la concentración de oxígeno disuelto y más débil con la de TP y la ratio DSi:DIP y una débil relación negativa con la penetración de la luz.

4.3.9 Discusión.

Los resultados de este estudio mostraron que el área costera de Gandía estuvo caracterizada por una elevada variabilidad tanto temporal como espacial de los parámetros físico-químicos. Estos cambios fueron particularmente más acusados durante las estaciones

lluviosas (otoño y primavera), y pueden ser justificados principalmente por los aportes del río Serpis, la red de canales superficiales que drenan el marjal de la Safor y las descargas del emisario submarino de la estación depuradora de Gandía.

La salinidad mostró fluctuaciones estacionales y alcanzó sus máximos valores en las estaciones secas (verano e invierno) mientras que los valores más bajos se midieron en las estaciones lluviosas (otoño y primavera). Los valores mínimos se dieron en la desembocadura del río Serpis, principalmente en las estaciones lluviosas debido al incremento de caudal por las precipitaciones previas a la campaña de muestreo. Valores de salinidad también muy bajos se registraron en la pluma del emisario submarino en verano como consecuencia del aumento de caudal consecuencia del incremento de la población en el periodo estival dado el carácter turístico del municipio. En otoño también se observaron valores de salinidad muy bajos en esta misma zona porque el agua de lluvia recogida por el sistema de alcantarillado llega hasta la estación depuradora y posteriormente al mar a través del emisario submarino.

En la costa de Gandía, durante el periodo de estudio, la concentración de nutrientes (0.80- 36.52 μM de DIN, 0.03 -28.11 μM de DSi, <0.01-0.32 μM de DIP) fueron menores que los de zonas típicamente eutrofizadas como son, la Bahía de San Francisco (Cloern, 1996), Ria Formosa (Newton *et al.*, 2003; Brito *et al.*, 2010) y el Puerto de Arenys de Mar (Vila *et al.*, 2005); y ligeramente superiores a las concentraciones observadas en el Mar Catalán por Olivos *et al.*, 2002. De estos tres nutrientes, las concentraciones de DIP fueron particularmente bajas, en el mismo orden de magnitud que las observadas en zonas costeras no contaminadas (Aminot y Chaussepied, 1983; Glé *et al.*, 2008), y ligeramente menores que las registradas por Olivos *et al.* (2002).

Los valores más elevados de DIN y DSi se observaron en la desembocadura del río Serpis y en el Puerto de Gandía, principalmente en las estaciones lluviosas, cuando los eventos de precipitación dan lugar a escorrentía superficial y a un aumento del caudal del río y también cuando el agua del acuífero de la Plana Gandía-Denia, rica en nitratos y DSi, es bombeada a través de la red de drenaje del Marjal de la Safor hasta el puerto para disminuir el nivel freático y evitar la asfixia radicular de los cultivos agrícolas. En definitiva, las fuentes más importantes de DIN y DSi en esta área costera proceden de los aportes del río Serpis y los canales que drenan el Marjal de la Safor.

Además de las entradas anteriores, principalmente los resultados observados en otoño (fig. 4.3.1), muestran que se está dando una entrada difusa del agua dulce y los nutrientes del acuífero detrítico de la Plana Gandía-Denia a través de descargas subterráneas en la zona de swash. Según Sebastía *et al.* (2012b) estos aportes subterráneos son ricos en sílice y nitratos. De acuerdo con Ballesteros- Navarro (2003), la playa l'Auir, localizada a continuación de la zona urbanizada de la playa de Gandía, recibe una descarga del acuífero de la Plana Gandía-Denia cuantificada en 66 $\text{Hm}^3 \text{ año}^{-1}$ ($2.1 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$). Debido a la agricultura intensiva llevada a cabo en la zona, los niveles de nitratos en este acuífero detrítico han excedido el límite de 50 mg l^{-1} establecido por la Directiva Nitratos (Directiva 91/676/EEC). Por otro lado, las gramíneas características de los humedales están caracterizadas por un elevado contenido en sílice (normalmente un 10-15% de su peso seco), éste sílice biogénico, tras la descomposición de la materia orgánica, permanece en el suelo y es lixiviado hasta el acuífero (Conley 2002). Aunque la superficie ocupada por este tipo de vegetación ha

disminuido en las últimas décadas, aún supone un importante uso del suelo. Este sílice biogénico es un importante elemento en el ciclo biogeoquímico terrestre que debe ser tenido en cuenta, además de la erosión química de los silicatos terrestres. Al contrario que ocurre el DIN y el DSi, en este estudio, los aportes de DIP mediante estas fuentes no es realmente obvio.

El emisario submarino es otra importante fuente de nutrientes en esta área, probablemente la fuente más importante de DIP ya que la estación depuradora de Gandía descarga su efluente al mar a través del mismo. Los valores más elevados de DIN y DIP observados en verano en la pluma del emisario podrían ser consecuencia del incremento de la población en el periodo estival que genera un elevado caudal de agua residual en el mismo. Además, durante el verano la planta depuradora, que está localizada al lado del río, fue incapaz de tratar toda el agua residual recibida y descargó el exceso de agua directamente al río Serpis. En otoño, el agua de lluvia recogida por el sistema de colectores en los días previos a la campaña fue llevada a la planta de tratamiento, ya que no hay separación de aguas pluviales y residuales, y fue descargada al mar a través del emisario submarino. Este hecho explicaría los elevados niveles de sílice en la pluma del emisario submarino en otoño, ya que según Domingues *et al.* (2011) el enriquecimiento antropogénico en nutrientes normalmente aumenta las concentraciones de nitrógeno y fósforo, pero no de sílice.

En general, el nitrógeno es considerado como el nutriente limitante en los ecosistemas marinos (Ryther y Dunstan, 1971) y el fósforo en las aguas dulces (Schindler, 1977), pero estos dos dogmas han sido cuestionados (Sterner, 2008; Domingues *et al.*, 2011). En el caso del Mar Mediterráneo frecuentemente se ha considerado que el fósforo es el nutriente limitante, aunque una revisión de trabajos relacionados con este tema publicados muestran importantes discrepancias (Domingues *et al.*, 2011). Algunos autores han señalado que la limitación por nitrógeno es más probable que la limitación por fósforo en las áreas del mediterráneo occidental (Owens *et al.*, 1989; Denis. Karafistan *et al.*, 1998; Olivos *et al.*, 2002). Por otro lado, en la zona costera del Mar Catalán (Olivos *et al.*, 2002) el sílice actuó como el principal nutriente limitante. En nuestra área de estudio, el fósforo es el principal nutriente potencialmente limitante para el crecimiento de fitoplancton, a excepción de la campaña de invierno, que con falta de precipitaciones, favoreció la limitación por sílice en algunos puntos de muestreo.

La concentración de clorofila *a* observada en el área de estudio ($0.02-11.71 \mu\text{g l}^{-1}$) fue similar a la observada por Olivos *et al.* (2002) en el Mar Catalán. En el Mar Mediterráneo, la biomasa de fitoplancton, expresada en forma de clorofila *a*, generalmente muestra valores bajos (por debajo de los $0.2 \mu\text{g l}^{-1}$) con un ligero incremento en el invierno tardío (más de $3 \mu\text{g l}^{-1}$) (Siokou-Frangou, 2010). En el área costera de Gandía, los valores más elevados de clorofila *a* se observaron en la campaña de invierno y los valores más bajos se registraron en verano y otoño. Un importante aumento de la clorofila *a* durante el invierno tardío y primavera así como mínimos en verano han sido detectados en diferentes zonas del Mar Mediterráneo (Cruzado y Velásquez, 1990; Lévy *et al.*, 1998 a,b; Ribera d'Alcalà *et al.*, 2004, Siokou-Frangou, 2010).

En el Mediterráneo, las proliferaciones de fitoplancton en invierno parecen ser algo generalizado, debido a periodos recurrentes de tiempo en calma en esta estación, generalmente asociado con la expansión de las altas presiones siberianas hacia el oeste (Duarte *et al.*, 1999; Ribera d'Alcalá *et al.*, 2004). De hecho, las proliferaciones durante el final de la estación invernal son como un rasgo común del fitoplancton en el Mar Mediterráneo (Travers, 1974; Duarte *et al.*, 1999; Ribera d'Alcalá *et al.*, 2004; Siokou-Frangou, 2010).

En la campaña de invierno se registraron los valores más elevados de TP y clorofila *a* (valor medio de 2.55 $\mu\text{g l}^{-1}$) pero los valores de DIP fueron muy bajos. En esta zona de estudio Sebastía *et al.* (2012b) observó los valores más elevados de fósforo en los canales de drenaje del Marjal de la Safor durante el final del invierno y la primavera y fueron atribuidos a fuentes difusas, porque coincidieron con el periodo de fertilización y aplicación de fósforo a los campos de cultivo. Las concentraciones de fósforo en la zona costera de Gandía son muy bajas durante el periodo de estudio siendo el principal nutriente limitante, por lo que coincidiendo con el estudio realizado por Falco *et al.* (2010) en el estuario del Río Ebro, cualquier descarga u aporte de fósforo es rápidamente consumida e incorporada como biomasa. Los valores elevados de clorofila *a* y TP podrían indicar una proliferación característica del invierno tardío – principios de primavera. Smith (2006) observó una fuerte correlación entre la biomasa y el TP. En este estudio a pesar de los valores elevados de clorofila *a* y TP observados en invierno, no se observó un incremento de la abundancia celular. Este hecho podría ser debido a la fracción de fitoplancton de pequeño tamaño (<20 μm) y el diferente contenido de clorofila de las diferentes especies de fitoplancton. En la zona costera de Gandía, Sebastía *et al.* (2012a) mostró la importancia de la contribución del picoplancton y el nanoplancton a la biomasa de fitoplancton durante el verano y la primavera mediante el análisis de pigmentos con HPLC (cromatografía líquida de alta eficiencia). Según Sebastía *et al.* (2012a), la contribución de estas formas pequeñas de fitoplancton (<20 μm) al total de clorofila *a* llegó a alcanzar un 38.9 % en el canal de entrada al puerto de Gandía. Similares condiciones se observaron en la Bahía de Iskenderun (Noreste Mediterráneo), donde los valores más elevados de clorofila *a* se registraron a principios de marzo 2.78 $\mu\text{g l}^{-1}$ (Polat, 2001).

En este estudio se identificaron un total de 108 especies de fitoplancton pertenecientes a nueve clases diferentes de algas (mayoritariamente dinoflagelados y diatomeas). Las diatomeas fueron el grupo más importante en términos de abundancia: la especie del género *Pseudo-nitzschia* fueron las diatomeas más abundantes y frecuentes. Este género mostró la tendencia anual de las diatomeas. Este mismo hecho fue observado en el Archipiélago Balear por Puigselver *et al.* (2010). Otras especies representativas en términos de abundancia fueron *Bacillaria paxillifer* y *Asterionellopsis Glaciallis* y, en términos de frecuencia *Cylindrotheca closterium* y *Chaetoceros affinis*. La abundancia de las diatomeas no mostró el típico patrón estacional con máximas abundancias en primavera y mínimas en verano. Las diatomeas registraron los valores más elevados de abundancia en verano y otoño (figura 4.3.9) quizás debido a las elevadas concentraciones de DSi (figura 4.3.3). El factor clave que mantiene la población en verano parece ser la continua disponibilidad de sílice (incluso durante el periodo seco) junto con la disponibilidad de luz y las condiciones de temperatura.

Las densidades y abundancias relativas más bajas de este grupo no se alcanzaron en primavera, a pesar de las altas concentraciones de DSi.

En ecosistemas con condiciones limitadas por el fósforo y elevadas concentraciones de nitratos y sílice, como es el caso de la zona costera de Gandía, las entradas de fósforo podrían desencadenar los efectos no deseados de las especies de fitoplancton responsables de la generación de proliferaciones dañinas (Sebastiá *et al.*, 2012b). Durante este estudio, las mayores concentraciones de dinoflagelados fueron siempre observadas en las áreas donde se registraron las concentraciones más bajas de DIP a pesar de que estas zonas estaban siendo sometidas a los mayores aportes de nutrientes en ese momento (figura 4.3.2 y figura 4.3.3). Este hecho muestra que cualquier entrada de fósforo en el área costera de Gandía, es rápidamente consumida e incorporada por el fitoplancton, incluyendo los dinoflagelados.

En verano, los dinoflagelados se encontraron principalmente en la desembocadura del río Serpis cuando el colector de aguas residuales vierte directamente al río Serpis porque se supera la capacidad de la planta de tratamiento de aguas residuales debido al aumento estival de la población. En otoño, fueron hallados fundamentalmente en la playa l'Air cuando las descargas de agua subterránea fueron mayores. En invierno tardío, coincidiendo con el periodo de fertilización con fósforo en los cultivos de la marjal se observó un incremento de la abundancia de dinoflagelados en el puerto, instalación que recibe las descargas de los canales que drenan la marjal. En primavera, los dinoflagelados alcanzaron sus máximas concentraciones y abundancias relativas (figura 4.3.7) en todo el área, principalmente en el puerto (figura 4.3.9). El incremento de la radiación incidente desencadenó un aumento de la abundancia de fitoplancton, incluyendo los dinoflagelados, y por tanto de la asimilación de nutrientes incluyendo el DIP, reduciendo su concentración a niveles por debajo del límite de detección. Según Fisher *et al.* (1995), la luz puede limitar o co-limitar el crecimiento algal en los ambientes marinos que presentan elevados aportes de nutrientes, algo que se da en nuestra zona de estudio.

Este incremento de dinoflagelados en primavera estuvo caracterizado por el dominio de los géneros *Heterocapsa*, *Scrippsiella* y *Gymnodinium*. Algunas especies que pertenecen a estos géneros son capaces de fagocitar, lo que es una ventaja en aguas empobrecidas en nutrientes inorgánicos (Stoecker *et al.*, 2006). Los dinoflagelados heterotróficos son importantes en la dinámica trófica de la comunidad fitoplanctónica debido a sus diferentes estrategias de alimentación (Jeong, 1994; 1999; Barría y Piccolo, 2008).

Las proliferaciones de dinoflagelados en primavera han sido observadas también en el Archipiélago Balear (Puigserver *et al.*, 2010), la Bahía de Izmir (Aktan *et al.*, 2005) y en el Mar Catalán Vila y Masó (2005), donde las concentraciones máximas se detectaron en primavera y verano.

Las euglenofíceas se encuentran principalmente en las estaciones húmedas (primavera y otoño) y las clorofíceas en primavera. Las densidades más elevadas de ambos grupos se observaron en la desembocadura del río Serpis y en la playa Venecia. Esta playa está ubicada en una bahía semicerrada donde desemboca el río Serpis y vierte la planta de tratamiento de aguas residuales cuando su capacidad es excedida. El espigón del Puerto de Gandía reduce el impacto de las corrientes del noreste, corrientes que dominan en esta zona

en otoño y primavera (CEDEX, 1997). Esta intercepción de las corrientes por el espigón causa una reducción del hidronimismo y un incremento del tiempo de residencia del agua en esta zona.

Las euglenofíceas han sido observadas en otros sistemas eutróficos donde han sido relacionadas con altos niveles de nutrientes y una disminución de la turbulencia (Olli *et al.*, 1996; Celik y Ongun, 2007).

Por otro lado, las clorofíceas son características de aguas salobres y contaminadas, y su distribución ha sido asociada a plumas de aguas dulces (Soler *et al.*, 1995). Además, de acuerdo con Ramirez *et al.*, (2005), tasas elevadas de la ratio DIN:DIP favorece el desarrollo de las clorofitas. Todas estas condiciones se dan en la Playa de Venecia.

El análisis de la estructura de la comunidad de fitoplancton basado en la similaridad de la abundancia de las diferentes especies de fitoplancton entre los diferentes puntos de muestreo, mostró una clara diferenciación entre los puntos de muestreo localizados más cerca de la línea de costa y los que están más alejados. Además de la riqueza específica, que es un camino simple para describir la diversidad de fitoplancton, otros índices de diversidad han sido usados para determinar variaciones espaciales y temporales inducidas por alteraciones naturales o antropogénicas He y Legendre, 2002; Gonídez-Dominguez *et al.*, 2009; Aktan *et al.*, 2011). La campaña de primavera presentó valores de diversidad y equidad significativamente mayores ($p < 0.05$).

Una revisión de estudios previos muestra que las aguas costeras influenciadas por escorrentías continentales (naturales o antropogénicas) presentan concentraciones de clorofila *a* más elevadas que las aguas de su entorno como resultado de esta fertilización (Magazzu y Decembrini, 1995; Agawin *et al.*, 1998; Duarte *et al.*, 2000; Olivos *et al.*, 2002). Este hecho ha sido observado también en la zona costera de Gandía en las inmediaciones del punto de descarga del río Serpis y los canales que drenan el Marjal de la Safor. Sin embargo, en nuestro estudio se observa una discrepancia entre elevadas concentraciones de nutrientes y baja respuesta biológica en la pluma del emisario submarino tal y como ha sido observado en estudios previos sobre los efectos de las descargas de aguas residuales a través de emisarios submarinos en las aguas costeras de Hawai (Ed Parnell, 2003) y en el norte del Mar Adriático (Mozetič *et al.*, 2008). Según Demir y Kirkagac (2005) y Mozetič *et al.* (2008) en el caso de bajos tiempos de retención no es posible el crecimiento del fitoplancton aunque se den altos niveles de nutrientes. La mayor parte del fósforo observado en la pluma del emisario submarino fue en forma inorgánica, especialmente cuando las concentraciones de TP son elevadas. De acuerdo con Mozetič *et al.* (2008), las bacterias podrían haber prevalecido sobre el fitoplancton.

A lo largo de este estudio, 31 especies tóxicas y potencialmente dañinas fueron identificadas. De ellas, 12 especies están incluidas en la lista IOC 2009 (Moestrup *et al.*, 2009), principalmente dinoflagelados. Los dinoflagelados potencialmente dañinos proliferaron con mayor frecuencia y en mayores concentraciones celulares en la campaña de primavera mientras que las diatomeas potencialmente dañinas lo hicieron en otoño e invierno a excepción del género *Pseudo-nitzschia*. El análisis CCA mostró que las diatomeas estuvieron favorecidas por elevadas concentraciones de nitratos y bajas temperaturas. Por otro lado, la

abundancia de los dinoflagelados aumenta cuanto mayor es la radiación y se ven favorecidos cuando se producen eventos de precipitación antes de la campaña. Las mayores abundancias de diatomeas y dinoflagelados potencialmente dañinos se observaron en la playa de Venecia (tabla 4.3.7). Según Vila *et al.* (2001) la interacción entre altos niveles de nutrientes y el confinamiento juegan un papel clave en la aparición de dinoflagelados en esta región. Los golfos y bahías semicerrados, como la playa de Venecia, ubicados en las inmediaciones de puertos y ciudades grandes presentan un elevado riesgo de sufrir HABs (EEA 199, Vila *et al.*, 2001). Los dinoflagelados tóxicos más destacados observados en el área de estudio fueron los pertenecientes a los géneros *Alexandrium* y *Dinophysis*, pero no alcanzaron concentraciones significativamente elevadas. El género *Gymnodinium* proliferó en esta área y fueron las especies que tuvieron una mayor frecuencia. De acuerdo con Soler *et al.* (1995), las proliferaciones de este género parecen estar relacionadas con descargas continentales (baja salinidad y entradas de micro y macronutrientes), Vila *et al.* (2001) añade que especies pertenecientes a este género proliferan en aguas cercanas a la costa tanto confinadas como no confinadas. Este género, alcanzó una concentración de 1200 cel l⁻¹ en primavera, valor mucho más bajo que los registrados en los puertos del Mar Catalán (Vila y Masó, 2005), en Valencia (Soler *et al.*, 1995) y en el Mar de Alborán (Mercado *et al.*, 2005). Los géneros *Heterocapsa* y *Scrippsiella* fueron los más abundantes, las concentraciones más elevadas (2 x 10⁶ cel l⁻¹) se observaron en el interior de la instalación portuaria y fueron similares a las observadas en diversos puertos de Cataluña por Vila y Masó (2005).

De entre las diatomeas potencialmente dañinas, el género *Pseudo-nitzschia* mostró una correlación positiva con altas concentraciones tanto de nitratos como de nitritos y una correlación negativa con las precipitaciones y el oxígeno disuelto (figura 4.3.11). Este género alcanzó su máxima concentración en la campaña de verano (408 x 10³ cel l⁻¹) en la entrada al puerto de Gandía. Las corrientes del sureste originadas por la acción del viento predominan en verano (CEDEX, 1997), creando una zona de turbulencias en la bocana del puerto por la intercepción de estas corrientes por el espigón. Estas corrientes también causaron la entrada del agua del mar hacia el interior del puerto como consecuencia de la orientación del canal de entrada del mismo. Los valores de DIN (principalmente en forma de nitratos) y DSi fueron en esta zona significativamente mayores (p<0.05) que otras áreas (figura 4.3.3), y forma aún más acusada durante la campaña estival. Estos valores tan elevados podrían ser consecuencia de las descargas de aguas residuales cerca de la desembocadura del río Serpis y al bombeo de agua para los riegos de los campos del marjal que se realizar en verano y que llega a través de los canales al puerto. Las diatomeas tienden a dominar en ambientes con alta concentración en nutrientes y turbulentos (Song *et al.*, 2009), estas condiciones favorecen las proliferaciones de diatomeas, concretamente, el crecimiento de las especies del género *Pseudo-nitzschia* (Puigserver *et al.*, 2010). Este género ha sido observado también en concentraciones elevadas en el puerto de Valencia por Assadi *et al.* (2007) y en diferentes puertos del Mediterráneo noroccidental (Vila y Masó, 2005).

El género *Chatonella* se encontró en la playa de Venecia y en la pluma del emisario submarino; este género ha sido observado en el Mar Mediterráneo en zonas costeras eutrofizadas y zonas costeras salobres ricas en materia orgánica (Carmelo, 1999; Hallegraeff *et al.*, 2003). La euglenofícea *Entreptiella gymnastica* sólo fue observada en la playa de Venecia

y en el Puerto de Gandia, esta especie fue descrita por Olly *et al.* (1996) como una especie potencialmente dañina adaptada a zonas de baja turbulencia y ambientes con elevada concentración de nutrientes.

A dark green vertical bar is on the left side of the page. A light green arrow points to the right from the bar, containing the text 'Capítulo 4.4'.

Capítulo 4.4

Variaciones de
nutrientes y fitoplancton
en las aguas costeras de
Gandia en la estación
estival.



4.4.1 Análisis de las variaciones interanuales de los parámetros físicoquímicos.

4.4.1.1 Temperatura.

La temperatura del agua fue tomada en las campañas de verano de 2010 y verano de 2011. En el verano de 2010 la temperatura media del agua fue de 27.3°C variando desde los 26.2 °C hasta los 30.3°C registrados en la desembocadura del río Vaca en la playa l'Auir. En la campaña de verano de 2011 la temperatura media fue de 25.7°C y los valores oscilaron entre 25.4°C y 27.3°C alcanzados en la playa Venecia. Los valores de temperatura fueron significativamente diferentes ($p < 0.05$) debido a las fechas de muestreo puesto que la campaña de 2011 se realizó el 25 de julio y la de 2010 el 26 de agosto cuando el agua se había calentado durante todo el verano.

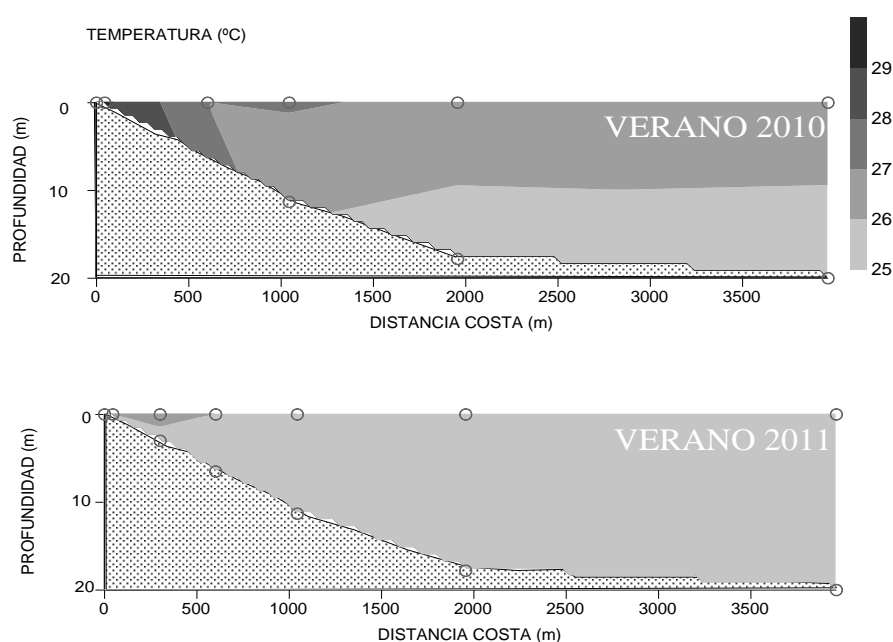


Fig. 4.4.1. Perfil longitudinal de temperatura.

En ambas campañas se observa una disminución de la temperatura conforme nos alejamos de la línea de costa pero de forma mucho más marcada se produjo en la campaña de agosto de 2010. En julio de 2011 la diferencia de temperatura entre las muestras tomadas en superficie y las muestras tomadas en el fondo fue de entre 0.5°C y 0.9 °C, éste último valor se alcanzó a 1 km de la costa. En la campaña de 2010 a 1 km de la costa la diferencia fue de 0.9 °C, a 2 km de 1.5 °C y a 3 km de 3.4 °C.

4.4.1.2 Salinidad.

Los valores medios de salinidad fueron de 37.0 g kg⁻¹, 37.4 g kg⁻¹ y 37.3 g kg⁻¹ para los veranos de 2009, 2010 y 2011, respectivamente. La salinidad más baja de los tres veranos fue de 30.1 g kg⁻¹ en la playa Venecia en la campaña de 2009. Los valores más elevados de salinidad se dieron en la campaña de 2010 con registros de 37.8 °C (tabla 4.4.1).

Las zonas con las salinidades más bajas como puede observarse en la figura 4.4.2 fueron las desembocaduras de ambos ríos, aunque fundamentalmente la desembocadura del río Serpis en la playa Venecia, el Puerto de Gandia y la pluma del emisario submarino de la estación depuradora.

El puerto y las desembocaduras de los ríos presentaron sus valores mínimos de salinidad en la campaña de 2009 y los más elevados en la campaña de 2011 (tabla 4.4.2).

En la zona del emisario submarino los valores más bajos se dieron en verano de 2011 (35.6 g kg⁻¹).

El punto control tomado a 4 km de la costa registró salinidades entorno a los 37.6 g kg⁻¹.

No se observó en ninguna campaña variaciones de salinidad en el perfil transvedrsal realizado.

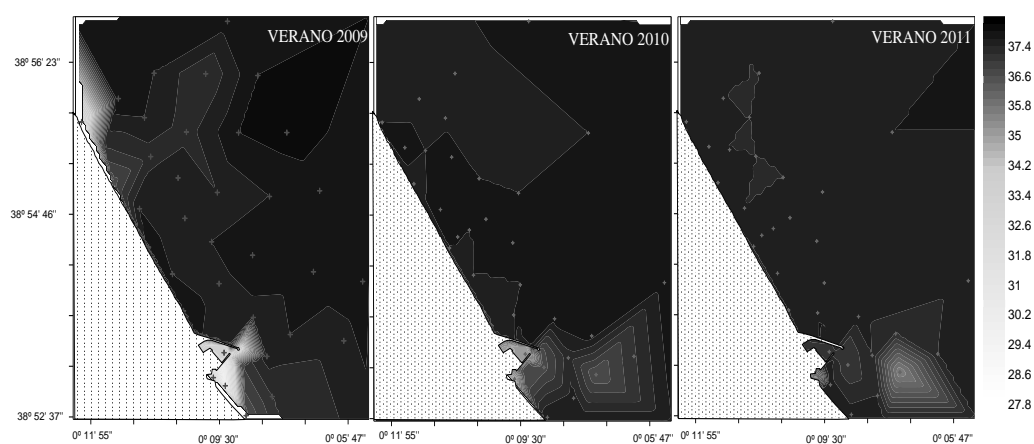


Fig. 4.4.2. Distribución espacial de la salinidad (g kg⁻¹).

	VERANO 2009			VERANO 2010			VERANO 2011		
	\bar{X}	δ	min max	\bar{X}	δ	min max	\bar{X}	δ	min max
Temperatura del agua (°C)				27.3	0.9	26 30.3	25.7	1.0	20.0 27.3
Radiación ($W m^{-2}$)	433	149	138 525	663	137	378 849	430	148	146 775
Salinidad ($g kg^{-1}$)	37.0	1.6	30.1 37.9	37.4	0.7	34.6 37.8	37.3	0.4	35.6 37.6
Oxígeno disuelto ($mg l^{-1}$)				7.00	0.14	6.55 7.14	7.53	0.20	7.10 8.00
Disco secchi (m)				7.6	5.2	0.5 17.0	5.8	3.1	0.3 11.0
Sólidos suspendidos ($mg l^{-1}$)				10.4	2.8	7.0 20.4	13.6	2.0	10.7 18.8
CDOM (g^{-1})				0.29	0.18	0 0.76	0.45	0.17	0.09 0.81
NH_4^+ (μM)	0.19	0.42	<L.D 2.03	1.65	2.36	0.37 12.40	0.36	0.46	0.14 2.39
NO_2^- (μM)	0.2	0.2	0 0.98	0.29	0.32	0.1 1.76	0.18	0.37	0.03 1.89
NO_3^- (μM)	5.5	9.4	0.1 35.5	4.72	5.51	0.66 34.15	2.03	4.52	0.09 21.93
DIN (μM)	5.89	9.85	0.12 36.17	6.95	6.59	2.9 36.5	2.57	5.23	0.33 26.21
DIP (μM)	0.06	0.04	0.02 0.18	0.16	0.28	0 1.06	0.04	0.15	<L.D 0.97
TP (μM)	0.39	0.53	0.13 2.85	0.35	0.34	0.1 1.78	0.38	0.30	0.17 1.65
DSi (μM)	2.24	3.90	0.27 19.21	5.20	2.50	2.30 14.40	3.17	2.42	0.97 15.96
DIN:DIP	101	141	2 785	124	120	4 676	246	372	8 1502
DSi:DIN	0.8	1.1	0.1 6.0	1.0	0.3	0.2 1.4	3.2	2.0	0.3 8.1
DSi:DIP	40	50	2 243	107	61	5 232	462	537	8 3316
TRIX				1.1	0.5	0.5 2.9	1.5	0.7	0.7 3.5
Clorofila-a ($\mu g l^{-1}$)	1.0	0.9	0.2 4.3	0.1	0.1	0.0 0.5	0.9	0.8	0.2 3.6

Tabla 4.4.1. Resumen estadístico parámetros físico-químicos.

	ENTRADA DEL PUERTO		PLAYA AHUIR		EMISARIO SUBMARINO		DESEMBOCADURA RIO SERPIS		PUNTO CONTROL (E2)	
	Verano 09	Verano 10	Verano 09	Verano 10	Verano 09*	Verano 10	Verano 09	Verano 10	Verano 09	Verano 10
Temperatura del agua (°C)	26.8	26.8	30.3	26.0			29.2	26.0	26.9	25.9
Salinidad (g kg ⁻¹)	33.5	35.0	37.6	37.5	37.4	35.6	33.8	35.6	37.9	37.6
Oxígeno disuelto (mg l ⁻¹)	6.82	7.91	6.66	7.82	7.09	7.50	6.86	7.82	6.99	7.50
Sólidos suspendidos (mg l ⁻¹)	7.9	11.3	15.6	18.8	9.1	12.8	20.4	17.2	7.9	10.7
DCOM (g l ⁻¹)	0.07	0.37	0.07	0.16	0.48	0.16	0.41	0.21	0.32	0.35
NH ₄ ⁺ (µM)	0.40	1.96	0.80	0.16	0.05	2.39	2.03	1.35	0.05	0.53
NO ₂ ⁻ (µM)	0.66	0.41	0.13	0.06	0.03	1.89	0.95	1.55	0.02	0.19
NO ₃ ⁻ (µM)	34.10	34.15	35.48	3.15	1.27	21.93	26.65	18.46	3.26	3.39
DIN (µM)	35.15	36.52	36.17	4.08	1.35	26.21	29.63	21.36	3.26	4.11
DIP (µM)	0.04	0.05	0.07	0.01	0.09	0.97	0.18	0.11	0.02	0.04
TP (µM)	1.42	0.26	0.49	0.27	1.92	1.47	2.85	0.35	0.17	0.28
DSi (µM)	9.85	6.78	8.26	3.71	0.57	7.84	12.75	15.96	0.56	4.68
DIN:DIP	785	676	244	58	15	27	162	186	203	4
DSi:DIN	0.3	0.2	0.2	0.9	0.4	3.3	0.4	0.8	0.2	1.1
DSi:DIP	220	126	56	53	6	8	70	139	35	5
Clorofila- <i>a</i> (µg l ⁻¹)	4.3	0.1	2.5	2.0	0.9	0.4	1.8	3.6	0.2	0.0

Tabla 4.4.2. Valores medios de los parámetros físicoquímicos en las diferentes zonas del área de estudio.*muestra más cercana al emisario.

4.4.1.3 Oxígeno disuelto.

El oxígeno disuelto fue medido en las campañas de 2010 y 2011. Como se observa en la figura 4.4.3 los valores de oxígeno disuelto del verano de 2011 fueron significativamente superiores ($p < 0.05$) que los de verano de 2010.

En el verano de 2010 el valor medio de oxígeno fue de 7.00 mg l^{-1} , con un valor mínimo de 6.55 mg l^{-1} registrado en la zona de surf. El valor más elevado de oxígeno disuelto se registró en una muestra de fondo a 4 km de la costa (7.53 mg l^{-1}). El porcentaje de saturación medio fue de 88.0%.

En la campaña de 2011 la concentración media de oxígeno disuelto fue 7.53 mg l^{-1} . El valor más bajo se dió como en el año 2010 en la zona de surf (7.10 mg l^{-1}). Los valores más elevados se registraron en la bocana del puerto (7.91 mg l^{-1}). El porcentaje de saturación medio fue de 96.5 %.

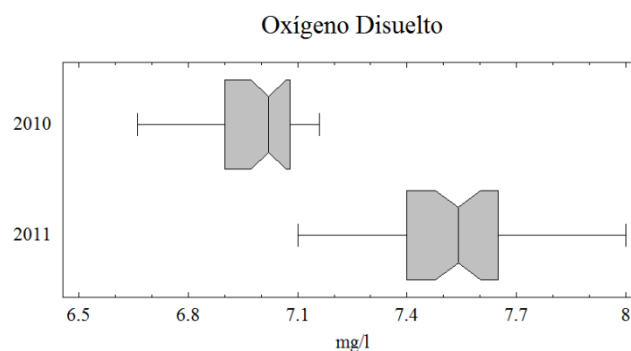


Fig. 4.4.3. Diagrama box-whisker oxígeno disuelto (mg l^{-1}).

4.4.1.4 Sólidos en suspensión y transparencia del agua.

Los sólidos en suspensión y la transparencia del agua se midieron en las campañas de 2010 y 2011 (tablas 4.4.1 y 4.4.2).

En la campaña de verano de 2010 el valor medio de sólidos en suspensión fue de 10.4 mg l^{-1} mientras que en el verano de 2011 fue de 13.6 mg l^{-1} .

Los valores más elevados de sólidos en suspensión se dieron en ambas campañas en la desembocadura del río Serpis (20.4 mg l^{-1} y 17.2 mg l^{-1}). Destacan los valores elevados de la desembocadura del río Vaca en la playa l'Auir en la campaña de 2011 (18.8 mg l^{-1}).

En general los sólidos en suspensión disminuyen conforme nos alejamos de la línea de costa como se observa en la estación de control ubicada a 4 km de la costa donde los valores fueron claramente inferiores a la media de la campaña (7.9 mg l^{-1} y 10.7 mg l^{-1}).

En cuanto a la transparencia del agua, medida mediante la utilización de disco secchi, se observa una mayor transparencia media (7.6 m) en la campaña de 2010 que en la de 2011

(5.8 m). La máxima transparencia del agua en ambas campañas se dio en las estaciones más alejadas de la costa (20.4 m en el verano de 2010 y 17.0 en el verano de 2011).

Los valores mínimos se dieron en la desembocadura del río Serpis en la playa Venecia (0.1 m y 0.3m). En el interior de la instalación portuaria los valores también fueron muy bajos (3.0 m y 3.5 m). En cambio en el emisario submarino los valores medidos no fueron inferiores a los de las estaciones de sus alrededores.

La radiación solar fue mayor durante la toma de muestras de la campaña 2010 (tabla 4.4.1).

4.4.1.5 Materia orgánica disuelta coloreada.

La materia orgánica disuelta coloreada se midió en las campañas de 2010 y 2011 (tablas 4.4.1 y 4.4.2).

El valor medio de materia orgánica disuelta coloreada fue de 0.29 m^{-1} en la campaña de 2010 y 0.45 m^{-1} en la campaña de 2011. Los valores medidos en el verano de 2011 fueron significativamente superiores ($p < 0.05$) a los observados en la campaña de verano 2010.

Los valores de CDOM en este estudio variaron desde 0 m^{-1} (Playa Ahuir en la campaña de 2010) hasta 0.81 m^{-1} (en el punto de muestreo D3 ubicado a 1300 m de la costa y próximo al emisario submarino).

En la desembocadura del río Serpis la CDOM fue mayor en el año 2010 (0.41 m^{-1}) que en el 2011 (0.21 m^{-1}).

En la pluma del emisario submarino la concentración fue superior en el verano de 2010 (0.48 m^{-1}) que en el verano de 2011 (0.16 m^{-1}).

En el punto control ubicado a 4 km de la línea de costa los valores son prácticamente los mismos en ambas campañas (entorno a los 0.35 m^{-1}).

4.4.1.6 Nutrientes y ratios de nutrientes.

Amonio

En la zona de estudio los valores de NH_4^+ mostraron un amplio rango, variando desde concentraciones inferiores a $0.05 \mu\text{M}$ (límite de detección) hasta valores de $12.40 \mu\text{M}$. Las concentraciones más bajas se dieron en la campaña de 2009, con una concentración media de $0.19 \mu\text{M}$ y con un 76% de las muestras por debajo del límite de detección. Las concentraciones más elevadas se dieron en la campaña de 2010 con un valor medio de $1.65 \mu\text{M}$, mientras que la campaña de 2011 presentó una concentración media de $0.36 \mu\text{M}$.

En la campaña de 2009 la concentración más elevada ($2.03 \mu\text{M}$) se registró en la desembocadura del río Serpis, la concentración en el puerto ($0.40 \mu\text{M}$), fue claramente superior a la media, y por debajo del límite de detección en la playa l'Auir y la estación de control ubicada a 4 km de la costa. En la pluma del emisario submarino no hay registro.

En la campaña de 2010, los valores más bajos se dieron entorno a los $0.40 - 0.50 \mu\text{M}$ y el valor máximo se registró en la pluma del emisario submarino alcanzando $12.40 \mu\text{M}$. En el puerto la concentración de amonio fue de $1.96 \mu\text{M}$ mientras que en la desembocadura del río Serpis de $8.02 \mu\text{M}$ y $0.80 \mu\text{M}$ en la playa l'Auir. En términos generales la concentración de amonio en las zonas más alejadas de las entradas de agua dulce disminuye conforme nos alejamos de la línea de costa. En cuanto al perfil longitudinal y transversal realizado en esta campaña, a 1 km de la costa tenemos una concentración en superficie de $2.20 \mu\text{M}$ mientras que en el fondo es de $0.48 \mu\text{M}$, a 2 km en superficie la concentración fue de $0.51 \mu\text{M}$ y en el fondo de $1.54 \mu\text{M}$ y a 4 km el valor en superficie fue de $0.53 \mu\text{M}$ y en el fondo de $1.37 \mu\text{M}$. De manera que a más de 1 km de distancia la concentración de amonio en el fondo superó claramente la registrada en superficie.

En la campaña de 2011, la concentración media de amonio fue de $0.36 \mu\text{M}$. La concentración más elevada se dio en la pluma del emisario submarino ($2.39 \mu\text{M}$), pero sin alcanzar el valor de la campaña anterior. En esta campaña no se observó claramente un gradiente ni longitudinal ni en profundidad. Las concentraciones de amonio en la desembocadura del río Serpis alcanzaron $1.35 \mu\text{M}$, valor que al igual que en la entrada del puerto fueron inferiores a los alcanzados en las dos campañas anteriores.

Nitritos

En la zona de estudio los valores de NO_2^- mostraron un rango de concentraciones desde $0.01 \mu\text{M}$ (límite de detección) hasta valores de $1.89 \mu\text{M}$. Las concentraciones más elevadas se dieron en la campaña de 2010 con un valor medio de $0.29 \mu\text{M}$. Las campañas de 2009 y 2011 presentaron concentraciones medias similares ($0.16 \mu\text{M}$ y $0.18 \mu\text{M}$, respectivamente). Fue en el verano de 2011 cuando se alcanzó la concentración más elevada del estudio ($1.89 \mu\text{M}$ en la pluma del emisario submarino).

En la campaña de 2009 la concentración más elevada ($0.98 \mu\text{M}$) se registró al sur de la desembocadura del río Serpis, concretamente en la playa de Marenys de Rafalcaid. Los valores de nitritos en la instalación portuaria y en la desembocadura del río Vaca en la playa l'Auir fue muy similar ($0.66 \mu\text{M}$ y $0.64 \mu\text{M}$, respectivamente). La concentración fue mucho menor en la estación de control ubicada a 4 km de la costa ($0.02 \mu\text{M}$). En la pluma del emisario submarino no hay registro.

En el año 2010 los valores más bajos se dieron entorno a los $0.10 \mu\text{M}$ y el valor más elevado se registró en la pluma del emisario submarino, $1.76 \mu\text{M}$ seguido de la desembocadura del río Serpis con $1.03 \mu\text{M}$. En el puerto la concentración de nitritos fue de $0.41 \mu\text{M}$ y de $0.13 \mu\text{M}$ en la playa l'Auir, valor ligeramente inferior al medido en el punto control ($0.19 \mu\text{M}$). En términos generales, el perfil transversal realizado muestra que la concentración de nitritos tiene un comportamiento bastante homogéneo tanto cuando nos alejamos de la costa como en profundidad.

En la campaña de 2011, la concentración media de nitritos fue de $0.18 \mu\text{M}$. La concentración más elevada se dio en la pluma del emisario submarino ($1.89 \mu\text{M}$) superando incluso, el valor de la campaña anterior. Destacó también la concentración de $1.55 \mu\text{M}$, registrada en la desembocadura del río Serpis, la más alta alcanzada en esa zona durante todo

el estudio. Sin embargo, tanto en el puerto ($0.39 \mu\text{M}$) como en la playa l'Auir ($0.06 \mu\text{M}$), las concentraciones fueron inferiores a las dos campañas anteriores.

Nitratos

Las concentraciones de nitrato en la zona de estudio oscilaron dentro de un rango muy amplio, desde $0.06 \mu\text{M}$ hasta $35.48 \mu\text{M}$. En el verano de 2009 la concentración media de nitratos fue de $5.52 \mu\text{M}$, valor mayor que el de las campañas de 2010 y 2011 ($4.72 \mu\text{M}$ y $2.03 \mu\text{M}$).

La campaña de 2009, en ausencia de datos del emisario submarino, presentó el valor más elevado en la desembocadura del río Vaca en la playa l'Auir ($35.48 \mu\text{M}$), concentración muy superior a la medida en las campañas de 2010 y 2011 ($3.15 \mu\text{M}$ y $0.79 \mu\text{M}$, respectivamente). En la desembocadura del río Serpis la concentración de nitratos ($26.65 \mu\text{M}$) también fue muy superior a la registrada en la campaña de 2010 ($7.97 \mu\text{M}$) y algo superior a la de la campaña de 2011 ($18.46 \mu\text{M}$). En el puerto la concentración fue de $34.10 \mu\text{M}$, similar a la de verano de 2010 ($34.15 \mu\text{M}$) y muy superior a la de verano de 2011 ($6.02 \mu\text{M}$).

En el verano de 2010, la concentración más elevada de nitratos se dio claramente en la instalación portuaria, dándose en el emisario una concentración relativamente baja ($4.91 \mu\text{M}$) si se compara con los datos registrados en la campaña de de 2011 ($21.93 \mu\text{M}$).

En la campaña de 2011, en general las concentraciones de nitratos descendieron en todas las áreas con aportes de nutrientes, este descenso fue más acusado en la instalación portuaria. No obstante, la pluma del emisario submarino presentó una concentración mayor que en el 2010.

Nitrógeno Inorgánico Disuelto (DIN)

La concentración de nitrógeno inorgánico disuelto en la zona de estudio ha estado condicionada principalmente por la concentración de nitratos.

La concentración de DIN en la campaña de 2010 fue significativamente superior a la de 2009 y éstas a su vez significativamente superiores a la de 2011 (figura 4.4.4).

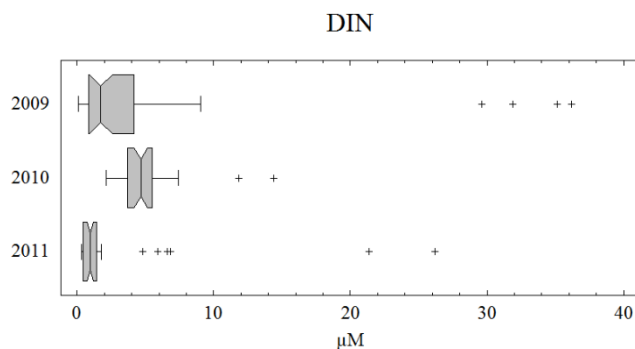


Fig. 4.4.4. Diagrama box-whisker nitrógeno inorgánico disuelto DIN (μM).

Si observamos la figura 4.4.5 se observa claramente como las concentraciones de DIN más elevadas se encuentran en aquellas zonas que están sometidas a aportes de aguas dulces como son la instalación portuaria, la desembocadura del río Serpis, el emisario submarino de la depuradora de Gandía y puntualmente, la desembocadura del río Vaca en la playa l'Auir.

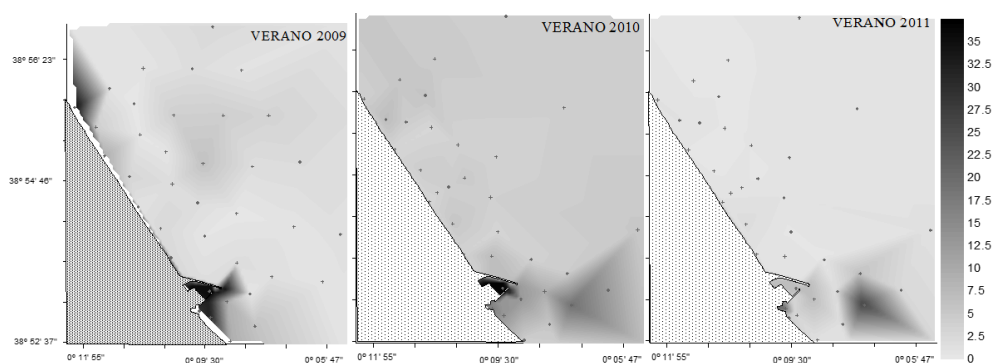


Fig. 4.4.5. Distribución espacial del nitrógeno inorgánico disuelto (μM).

Fosforo inorgánico disuelto (DIP)

En la zona de estudio los valores de DIP se encontraron en un rango de variación desde concentraciones inferiores a $0.01 \mu\text{M}$ (límite de detección) hasta un valor máximo de $1.06 \mu\text{M}$. Las concentraciones de este nutriente en la zona de estudio presentaron muy poca variabilidad a excepción de la zona de la pluma del emisario submarino (figura 4.4.7). Como muestra la figura 4.4.6 las concentraciones de la campaña de 2011 fueron significativamente inferiores ($p < 0.05$) que las de las dos campañas anteriores.

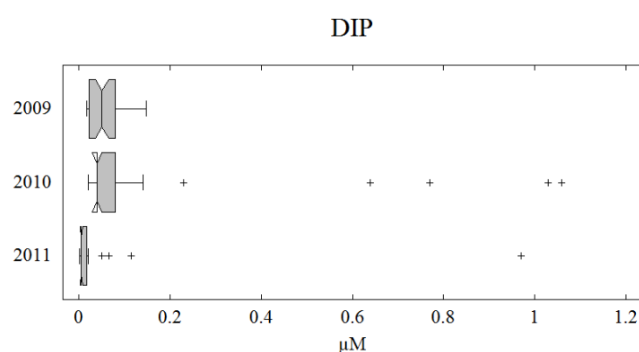


Fig. 4.4.6. Diagrama box-whisker fósforo inorgánico disuelto DIP (μM).

En la campaña de 2009 la concentración más elevada (teniendo en cuenta que no se tomó muestra en la pluma del emisario submarino) fue de $0.18 \mu\text{M}$ en la desembocadura del río Serpis en la playa Venecia y muy similar en la desembocadura del río Vaca en la playa l'Auir ($0.15 \mu\text{M}$). Los valores en el puerto estuvieron entorno a los $0.04 \mu\text{M}$, no destacando sobre el resto del área.

En la campaña de 2010, la concentración más elevada y con mucha diferencia con respecto al resto de puntos de muestreo se dio en la pluma del emisario submarino ($1.06 \mu\text{M}$). Las concentraciones en las desembocaduras de ambos ríos volvieron a ser muy similares ($0.07 \mu\text{M}$ y $0.08 \mu\text{M}$) y ligeramente superiores a la observada en el puerto ($0.05 \mu\text{M}$). La figura 4.4.9 muestra dos zonas diferenciadas en cuanto a concentración de DIP, la primera zona iría desde la línea de costa hasta una distancia aproximada de 1300 m. En esta zona las concentraciones se encontrarían entorno a los $0.05 \mu\text{M}$. A partir de los 1300 m de distancia a la costa se hallaría una zona con concentraciones entorno a los $0.25 \mu\text{M}$. El perfil transversal muestra como las concentraciones en superficie y profundidad son prácticamente iguales a excepción del punto de muestreo ubicado a 4000 m de la línea de costa donde la concentración en superficie fue del orden de 10 veces superior a la medida en profundidad ($1.03 \mu\text{M}$ y $0.10 \mu\text{M}$, respectivamente). Longitudinalmente no se producen cambios importantes, aunque en la estación de muestreo más alejada (4000 m) si se observa un pico de concentración.

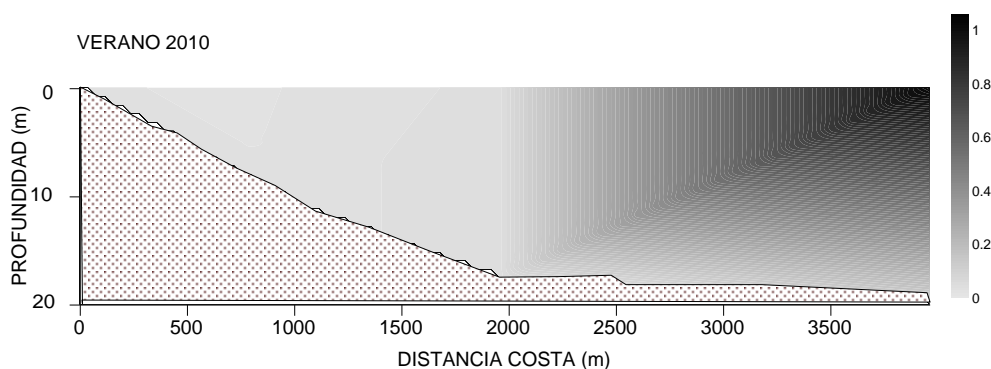


Fig. 4.4.7. Perfil longitudinal de concentración de fósforo soluble reactivo verano 2010.

En la campaña de 2011, al igual que en la campaña del año anterior, la concentración máxima se dio en la pluma del emisario submarino ($0.97 \mu\text{M}$). Los valores en el puerto y en la playa l'Auir fueron los más bajos de las tres campañas ($0.01 \mu\text{M}$), mientras que en la desembocadura del río Serpis la concentración se mantuvo en los valores de las campañas anteriores ($0.11 \mu\text{M}$). La figura 4.4.7 muestra un comportamiento homogéneo en cuanto a la distribución de la concentración de DIP con la única excepción de la pluma del emisario submarino. El perfil longitudinal y transversal no muestra variaciones importantes ni en superficie ni en profundidad, aunque sí un aumento de la concentración en la zona de surf.

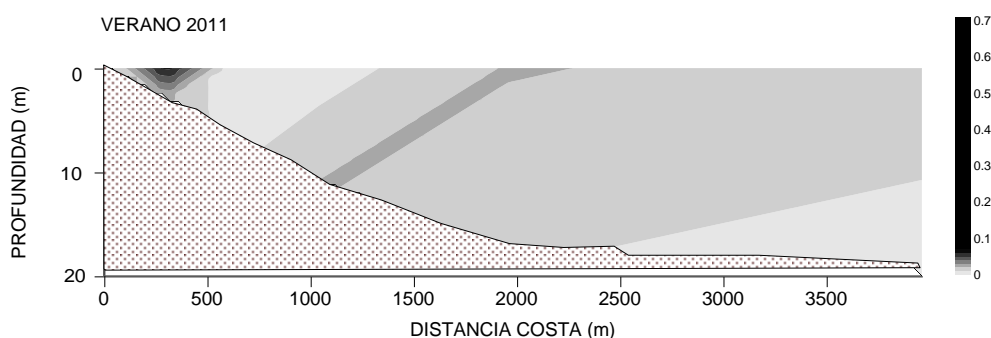


Fig. 4.4.8. Perfil longitudinal de concentración de fósforo soluble reactivo verano 2011.

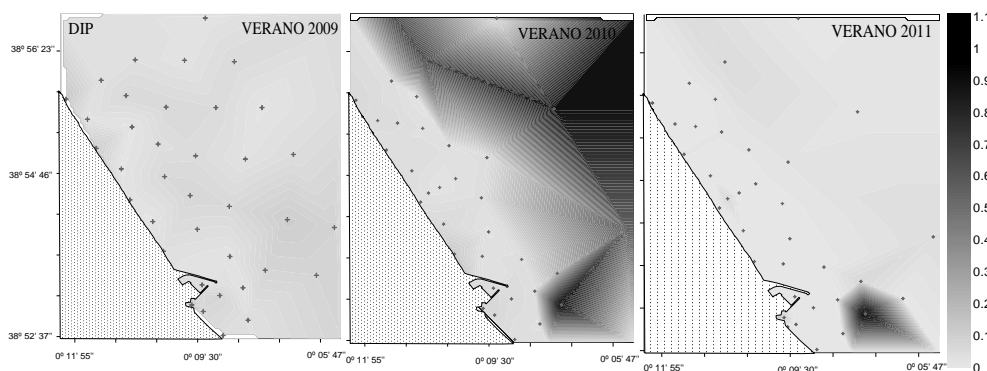


Fig. 4.4.9. Distribución espacial del fósforo inorgánico disuelto (μM).

Fosforo total (TP)

La concentración de fósforo total en la zona de estudio ha presentado unos valores medios muy similares en las tres campañas realizadas. De igual modo en las tres campañas los valores máximos se observaron en la pluma del emisario submarino y en la desembocadura del río Serpis en la playa Venecia (figura 4.4.13). A pesar de que los valores medios son muy similares para las tres campañas ($0.39 \mu\text{M}$, $0.35 \mu\text{M}$ y $0.38 \mu\text{M}$) el diagrama box-whisker muestra diferencias significativas ($p < 0.05$) entre el verano de 2009 y el verano de 2011. En general, las concentraciones son mayores en la campaña 2011 pero los valores máximos alcanzados en las zonas de aportes son superiores en la campaña de 2009.

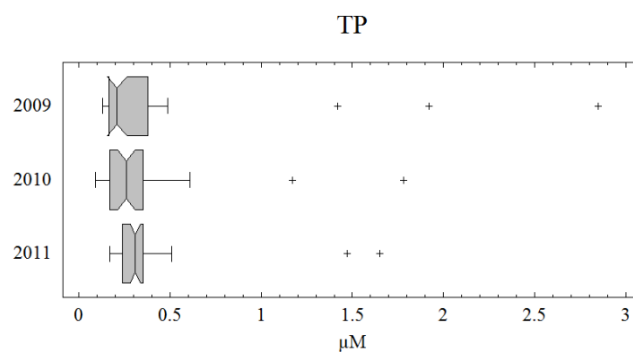


Fig. 4.4.10. Diagrama box-whisker fósforo total (μM).

La figura 4.4.13 muestra como la máxima concentración de TP se dió en la desembocadura del río Serpis en el verano de 2009 con $2.85 \mu\text{M}$ (concentración más elevada de las tres campañas realizadas), en esa misma campaña la muestra tomada en el punto de muestreo más cercano a la pluma de emisario la concentración también fue superior ($1.92 \mu\text{M}$) a las registradas en las campañas de 2010 y 2011 ($1.78 \mu\text{M}$ y $1.47 \mu\text{M}$, respectivamente), aun tomándose estas ultimas muestras en la propia pluma del emisario

La campaña de verano de 2009 presenta una clara diferencia con respecto al resto de campañas, y es la elevada concentración alcanzada en el puerto ($1.42 \mu\text{M}$), cinco veces

superior a la medida en la otras dos campañas. La playa l'Auir también presentó su máximo valor en esta campaña ($0.49 \mu\text{M}$).

En la campaña de verano 2010 vuelven a destacar las elevadas concentraciones en la pluma del emisario submarino y en la playa Venecia. El perfil transversal realizado no muestra variaciones importantes ni en longitud ni en profundidad, aunque si destacan concentraciones ligeramente más elevadas en los primeros 500 m y en profundidad.

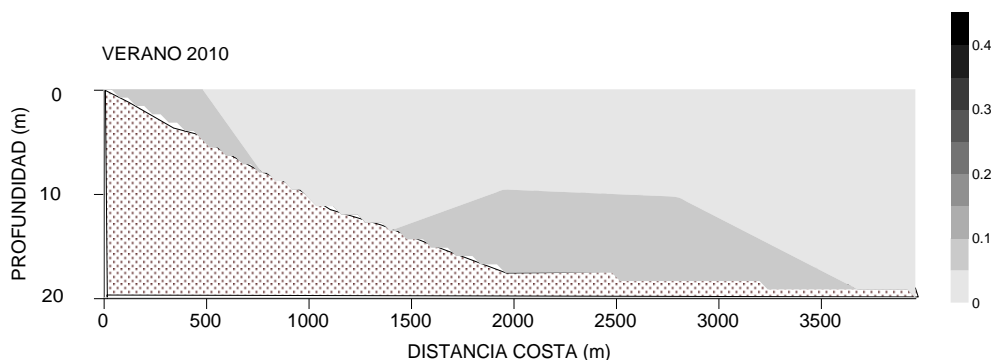


Fig. 4.4.11. Perfil longitudinal de concentración de fósforo total verano 2010.

En el verano de 2011 vuelve a destacar la pluma del emisario y en el resto de zonas de aportes de nutrientes se observan las concentraciones más bajas de las tres campañas realizadas. El perfil transversal en el que se tomaron muestras presenta un aumento de la concentración conforme nos alejamos de la costa variando desde $0.25 \mu\text{M}$ hasta $0.51 \mu\text{M}$, a excepción de la muestra tomada a 100 m de la costa donde encontramos un pico de concentración de $1.65 \mu\text{M}$.

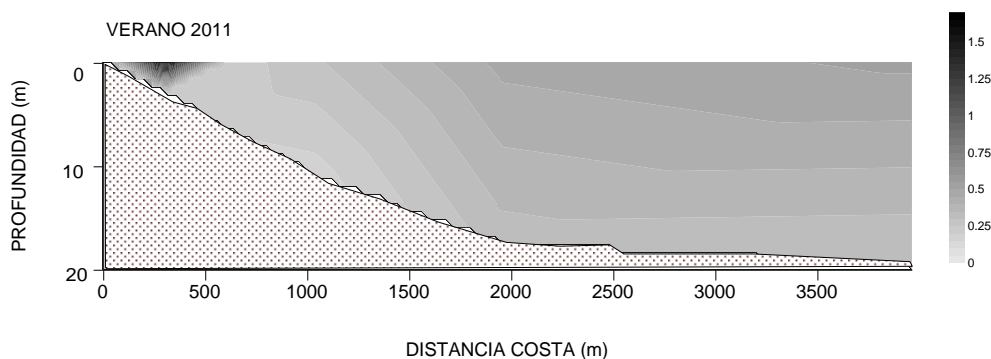


Fig. 4.4.12. Perfil longitudinal de concentración de fósforo total verano 2011.

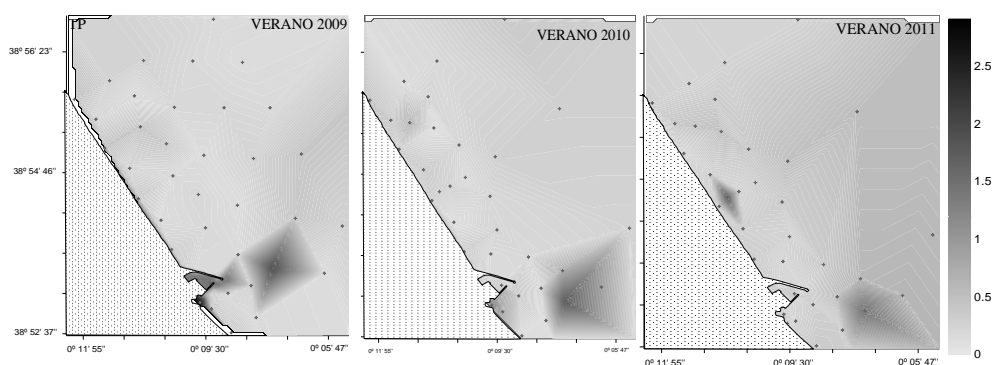


Fig. 4.4.13. Distribución espacial del fósforo total (μM).

Silicio reactivo disuelto (DSi)

Los valores de sílice durante los tres veranos estuvieron comprendidos entre $0.27 \mu\text{M}$ y $19.21 \mu\text{M}$. Esta concentración máxima se alcanzó en el verano de 2009 en el punto de muestreo ubicado a unos 200 m de la línea de costa frente a la desembocadura del río Serpis. La playa de Venecia, zona de desembocadura de este río, resultó ser en los tres muestreos la zona sometida a aportes de nutrientes que presentó una mayor concentración de sílice. El verano de 2010 presentó concentraciones significativamente superiores ($p < 0.05$) a los otros dos veranos y el verano de 2009 fue el de concentraciones significativamente más bajas ($p < 0.05$) (figura 4.4.14).

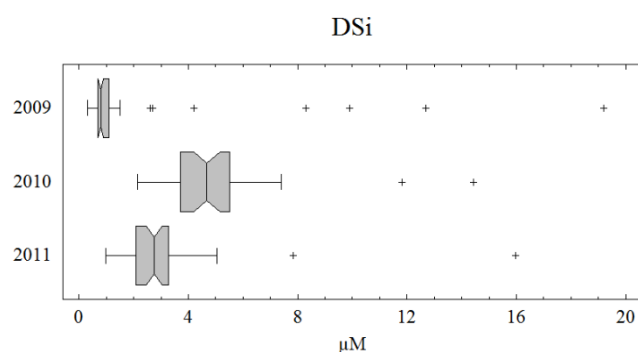


Fig. 4.4.14. Diagrama box-whisker DSi (μM).

En la campaña de verano de 2009 se alcanzó la máxima concentración frente a la desembocadura del río Serpis en las proximidades de la entrada de la bocana del puerto ($19.21 \mu\text{M}$). La muestra tomada en la propia desembocadura fue inferior $12.75 \mu\text{M}$, de hecho la más baja para esta zona de las tres campañas realizadas. En cambio en la instalación portuaria y la desembocadura del río vaca en la playa l'Auir fue la campaña con concentraciones más elevadas ($9.85 \mu\text{M}$ y $8.26 \mu\text{M}$, respectivamente).

La campaña de verano de 2010 presentó la concentración media más elevada ($5.20 \mu\text{M}$), de hecho el punto de muestreo de control tomado a 4000 m de la línea de costa registró un valor de $4.68 \mu\text{M}$ (valor 4 veces superior a los registrados en las otras 2 campañas). De las zonas sometidas a aportes de nutrientes destaca claramente la playa de Venecia con una concentración de $14.42 \mu\text{M}$, seguida del puerto con $6.78 \mu\text{M}$ y la pluma del emisario con $5.26 \mu\text{M}$, por último la playa l'Auir con $3.71 \mu\text{M}$. En el perfil transversal realizado, destaca las elevadas concentraciones detectadas a una distancia comprendida entre los 600 m y 1000 m de la línea de costa, con valores de hasta $6.97 \mu\text{M}$, así como los $5.51 \mu\text{M}$ registrados a 17 m de profundidad a 2000m de la línea de costa.

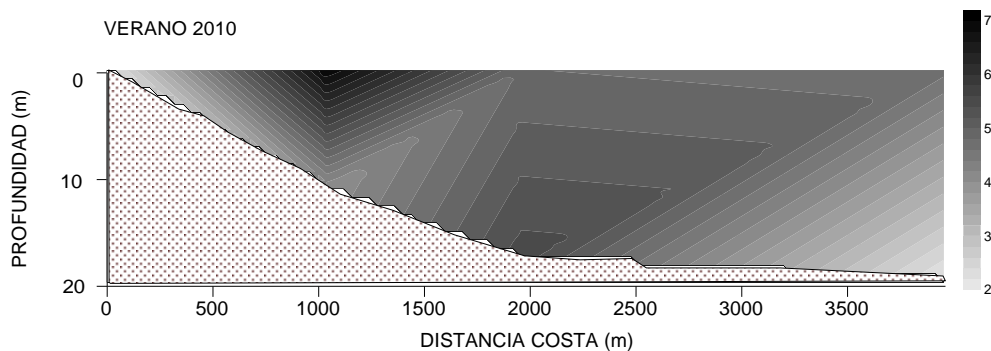


Fig. 4.4.15. Perfil longitudinal de concentración de DSi verano 2010.

En la campaña de verano de 2011 la concentración de DSi volvió a ser muy elevada en la desembocadura del río Serpis llegando a $15.96 \mu\text{M}$, en la pluma del emisario se registró una concentración superior a la de verano de 2010 con $7.84 \mu\text{M}$ y en el puerto, así como en la playa l'Auir, se dieron las concentraciones más bajas de los tres muestreos. En el verano de 2011 el perfil realizado mostró al igual que en el 2010 una zona de máximas concentraciones entre los 600 m y los 1000 m de distancia a la línea de costa con valores de hasta $2.86 \mu\text{M}$.

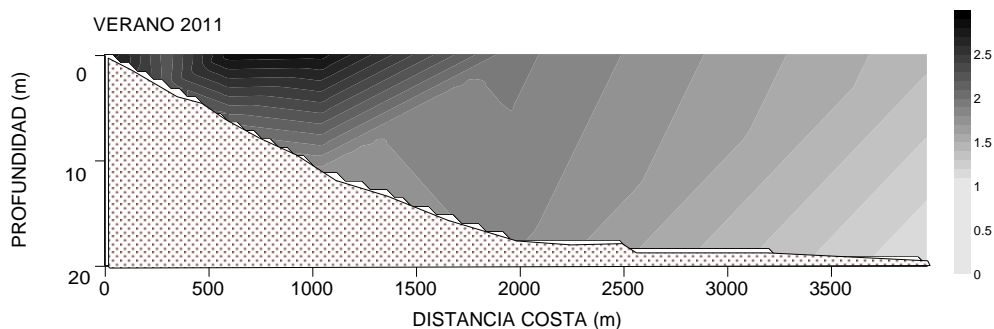


Fig. 4.4.16. Perfil longitudinal de concentración de DSi verano 2011.

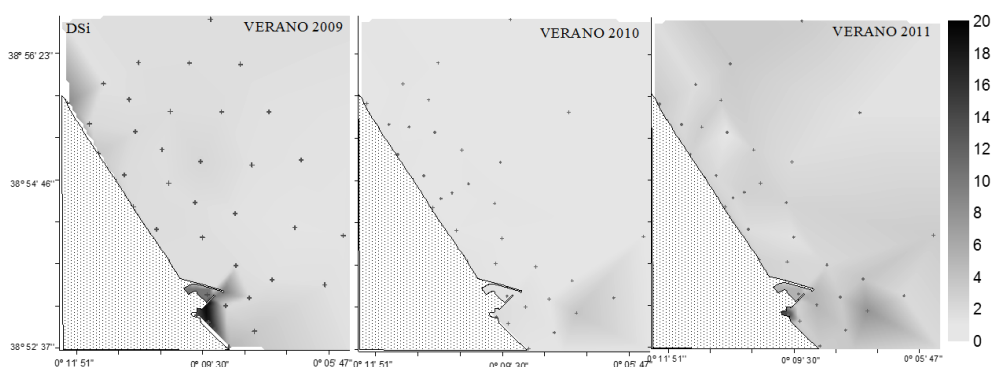


Fig. 4.4.17. Distribución espacial silicio reactivo disuelto (μM).

Ratios de nutrientes y nutriente limitante.

La relación de nutrientes DIN:DIP presentó un rango de valores para las tres campañas entre 2 y 1502. Los valores tan elevados registrados indican claramente una deficiencia de fósforo, registrándose siempre las ratios más elevadas en la bocana del puerto y los más bajos en la pluma del emisorio submarino. Los valores de 2011 fueron superiores a los de 2010 y estos a los de 2009.

Los valores de la relación de nutrientes DSi:DIN estuvieron comprendidos entre 0.1 y 8.1. Las tasas de 2011 fueron significativamente superiores ($p < 0.05$) a las de 2010 y estas significativamente superiores ($p < 0.05$) a las de 2009. En todas las zonas susceptibles de aportes de nutrientes así como en las zonas más alejadas de los mismos los valores más elevados se dieron en 2011.

Los valores de la relación DSi:DIP variaron entre 2 y 3316, de nuevo las tasas de 2011 fueron significativamente superiores ($p < 0.05$) a las de 2010 y estas significativamente superiores ($p < 0.05$) a las de 2009. Este aumento de la tasa, principalmente en la campaña de 2011, fue más acentuado en el puerto así como en la playa l'Air.

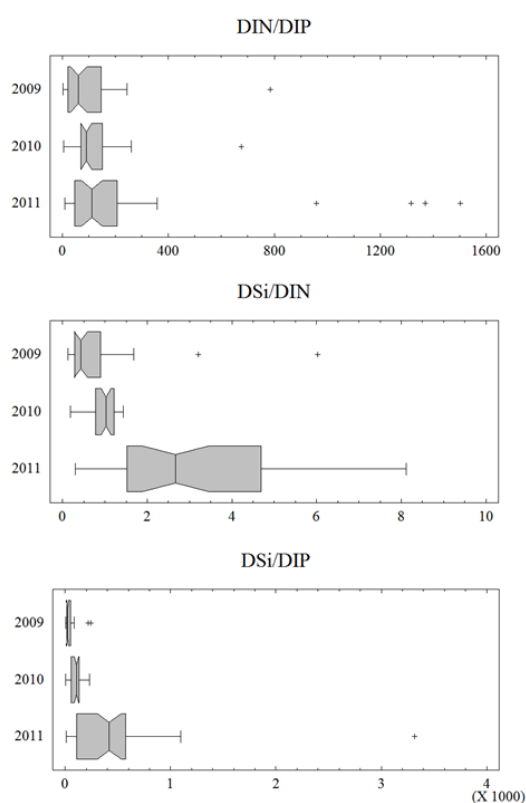


Fig. 4.4.18. Diagrama box-whisker de relaciones estequiométricas de nutrientes.

En base a las altas tasas de DIN:DIP y DSi:DIP, el fósforo fue el nutriente potencialmente limitante para el crecimiento de fitoplancton en la mayoría de los casos, con el nitrógeno y el sílice alternando como nutriente limitante secundario (figura 4.4.19). El fósforo fue el nutriente limitante en el 66.7% de las muestras tomadas en la campaña de 2009,

seguido por el sílice con un 13.6% y por último el nitrógeno con 11.1%, en esta campaña el nutriente secundario más importante cuando el fósforo fue el limitante fue el sílice.

En las siguientes campañas realizadas, el porcentaje de muestras donde el fósforo fue el limitante aumento hasta un 90 % mientras que el porcentaje de muestras para las que el nutriente limitante fue el nitrógeno se redujo al 2.5 %, al igual que ocurrió con el sílice. En la zona de desembocadura del río Serpis potencialmente no hubo limitación al crecimiento por parte de ningún nutriente. Mientras que en la campaña de 2010 nitrógeno y sílice se alternaban como nutriente secundario casi en la misma proporción de muestras tomadas. En la campaña de 2011 el nutriente secundario predominante fue el nitrógeno y la sílice se encontró como nutriente limitante en la pluma del emisario.

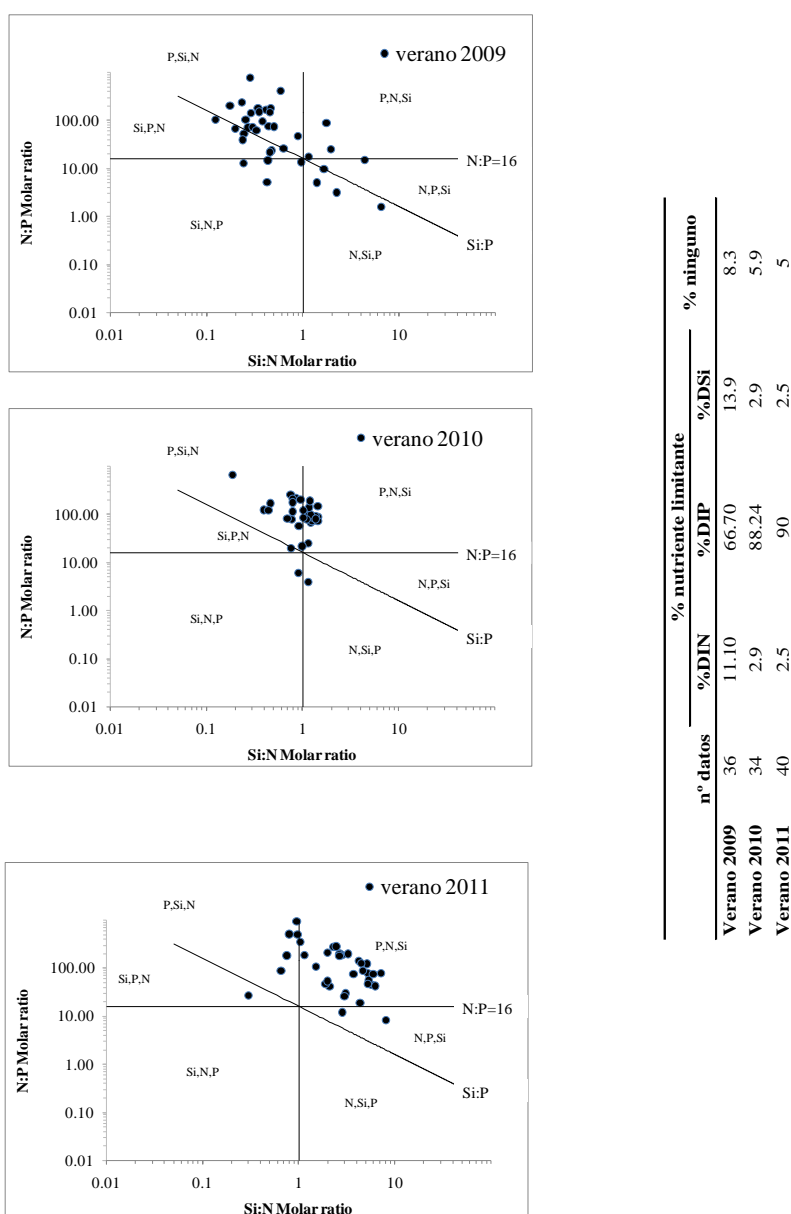


Fig. 4.4.19. Tasas de nutrientes en la zona costera de Gandia. El nutriente limitante está delimitado por las líneas DSi:DIN=1; DIN:DIP=16,y DSi:DIP=16. Las líneas definen seis áreas diferentes, definiendo el nutriente limitante por orden de prioridad.

4.4.2 Aplicación del índice de calidad TRIX y clasificación EEA.

Como muestra la figura 4.4.20 los valores del índice de calidad TRIX estuvieron comprendidos entre 0.5 y 3.6, mostrando una condición oligotrófica de la mayor parte de la costa de Gandia. A su vez, este índice muestra un estado mesotrófico en las estaciones de muestreo donde se están produciendo aportes de nutrientes como son el Puerto de Gandia, la desembocadura del río Serpis en la playa de Venecia y la pluma del emisario en el verano de 2011.

La ausencia de datos de oxígeno en la campaña de 2009 no hace posible el cálculo del índice TRIX para la misma.

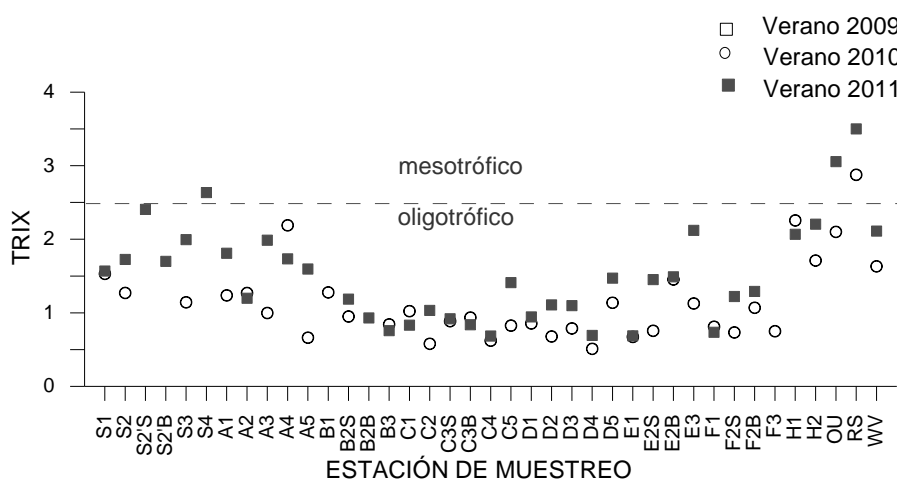


Fig. 4.4.20. Estado trófico indicado por el Índice de Calidad TRIX.

Según la clasificación EEA la calidad del agua en función de la concentración de ortofosfato (figura 4.4.21), es buena a excepción de la pluma del emisario submarino donde estaríamos ante una calidad pobre (9.0-16.0 μM). Sin embargo, en función de la concentración de nitratos y nitritos distinguimos, para las tres campañas realizadas (especialmente verano 2009), dos zonas con una calidad de agua mala y pobre. Estas zonas son la instalación portuaria y toda la zona situada al sur de su espigón y que está sometida a los aportes del río Serpis. La pluma del emisario submarino presenta una calidad mala en el verano de 2011 mientras que en el verano de 2010 fue aceptable.

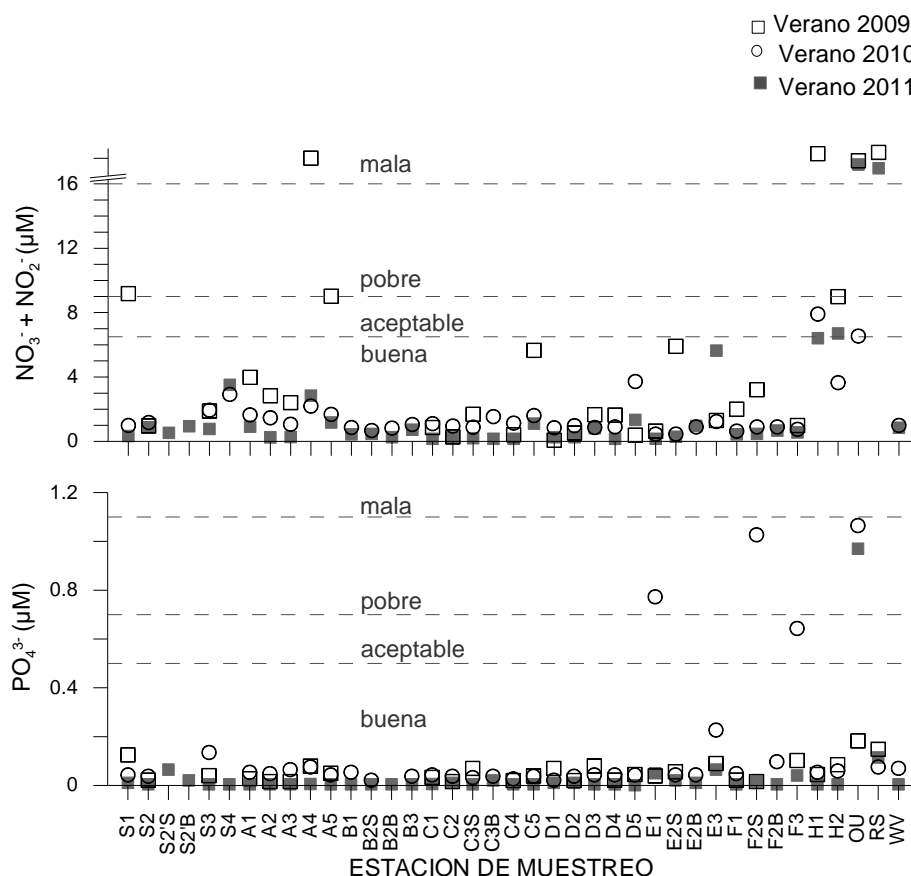


Fig. 4.4.21. Calidad del agua según la clasificación EEA.

4.4.3 Clorofila *a*.

La concentración de clorofila *a* mostró valores significativamente mayores ($p < 0.05$) en las campañas de 2009 y 2011 que en la de verano de 2010 (figura 4.4.19).

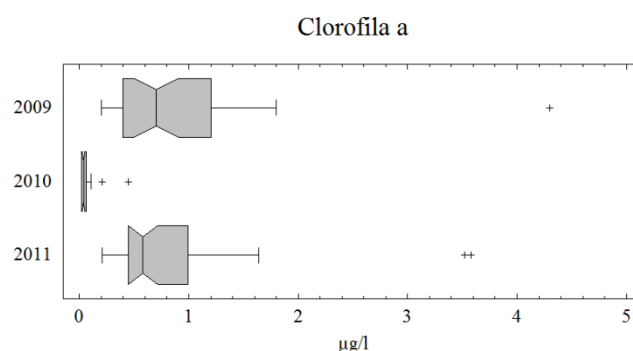


Fig. 4.4.22. Diagrama box-whisker clorofila *a* ($\mu\text{g l}^{-1}$).

En la campaña de 2009 los valores clorofila *a* estuvieron comprendidos entre $0.2 \mu\text{g l}^{-1}$ y $4.3 \mu\text{g l}^{-1}$. Este valor máximo se dio en la instalación porturaria y fue muy superior a la segunda zona con concentración más alta que fue la playa l'Auir ($2.5 \mu\text{g l}^{-1}$). La playa de Venecia presentó un valor de $1.8 \mu\text{g l}^{-1}$, mientras que la muestra tomada en las proximidades

del emisario submarino la concentración fue de $0.9 \mu\text{g l}^{-1}$, valor ligeramente superior al de las zonas más alejadas de los aportes de nutrientes.

En el verano de 2010 las concentraciones fueron significativamente inferiores con un valor medio de $0.1 \mu\text{g l}^{-1}$ y un valor máximo de $0.5 \mu\text{g l}^{-1}$ que se observó en la desembocadura del río Serpis en la playa de Venecia. En el resto de zonas de aportes de nutrientes las concentraciones estuvieron comprendidas entre 0.1 y $0.2 \mu\text{g l}^{-1}$. No se observa ninguna variación longitudinal, ni en profundidad en el perfil transversal realizado.

En la campaña de 2011, los valores medidos fueron muy similares a los de la campaña de 2009, los máximos valores se dieron en la desembocadura del río Serpis en la playa Venecia y en el puerto ($3.6 \mu\text{g l}^{-1}$ y $3.5 \mu\text{g l}^{-1}$, respectivamente). El perfil transversal realizado muestra concentraciones en superficie más elevadas que en profundidad. A partir de los 300 m de la línea de costa los valores aumentaron conforme aumentó la distancia a la misma. En la zona de surf se alcanzaron los $0.92 \mu\text{g l}^{-1}$, superados por la concentración de $1.64 \mu\text{g l}^{-1}$ alcanzada a 300 m en superficie y $1.31 \mu\text{g l}^{-1}$ en profundidad.

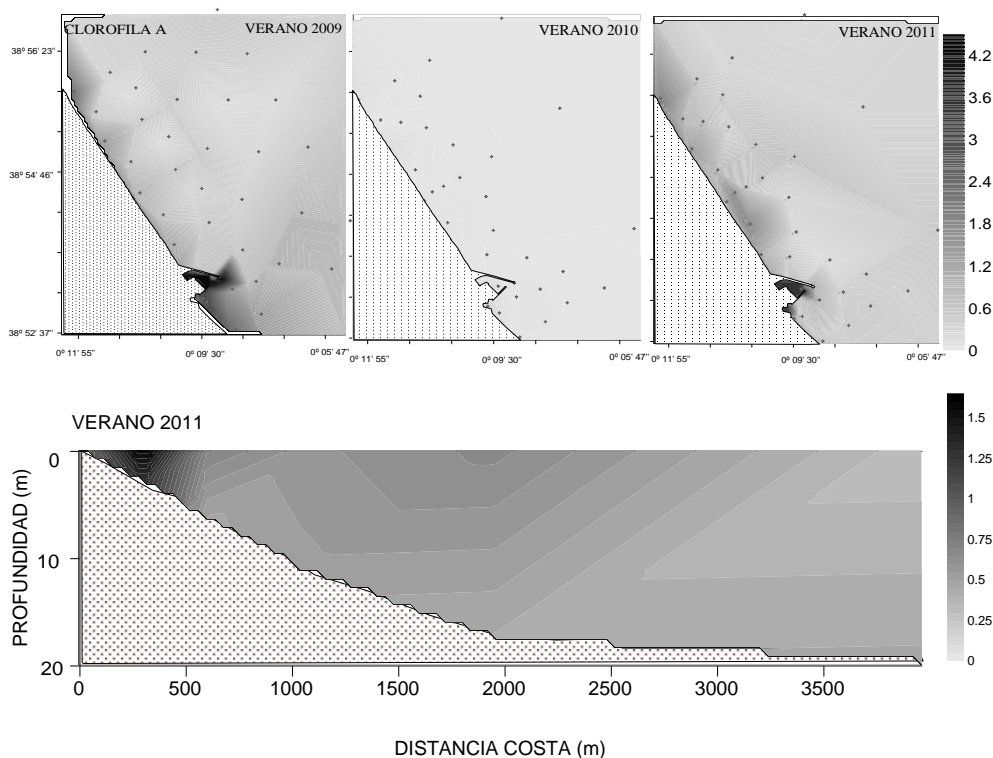


Fig. 4.4.23 Distribución espacial y perfil longitudinal de clorofila a ($\mu\text{g l}^{-1}$).

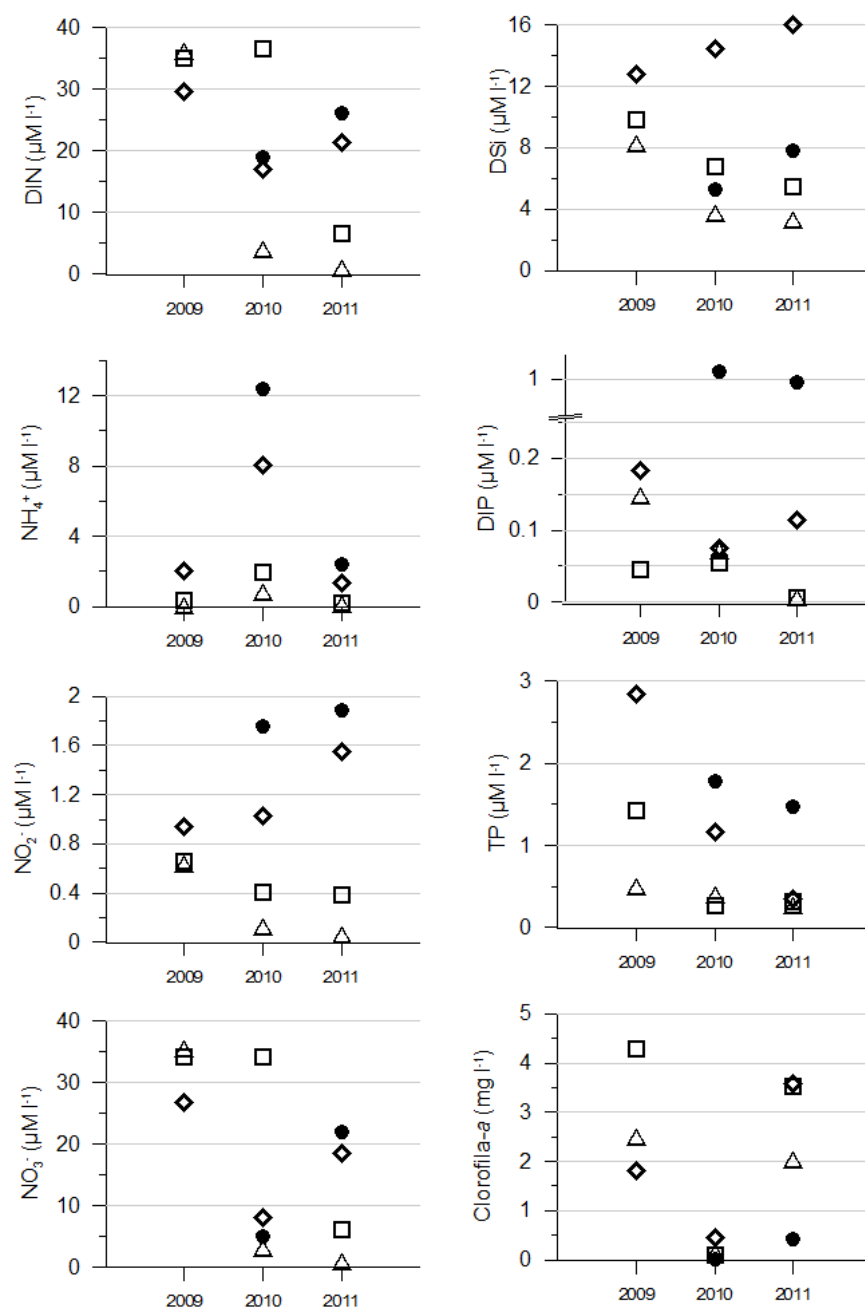


Fig. 4.4.24. Variaciones estacionales y espaciales en la concentración media de nutrientes y clorofila-*a* de los puntos de muestreo en la entrada del Puerto (□ H1, H2), Playa l'Air (△ WV), emisario submarino (● OU), desembocadura del río Serpis en la Playa de Venecia (◇ RS, S4, A4).

4.4.4 Variaciones interanuales de la comunidad de fitoplancton.

En términos de abundancia total, el verano con más densidad fue el de 2010 con 993830 cel l⁻¹, seguido del verano de 2009 con 129320 cel l⁻¹ y por último, con un valor mucho más bajo, la campaña de 2011 con 42460 cel l⁻¹. La campaña de 2009 fue la de mayor abundancia media con 11000 cel l⁻¹ y la de 2011 la de menor con 1063 cel l⁻¹. El grupo de fitoplancton que más ha contribuido a esta densidad total en el computo final de las tres campañas fueron las diatomeas con un 96.25 % seguidas muy de lejos por dinoflagelados y euglenofitas (1.8% y 1.1%, respectivamente) (figura 4.4.25).

En el verano de 2009, las diatomeas aportaron un 89.1% del total, seguidas de los dinoflagelados y euglenofitas con un 7.7% y 2.2%, respectivamente.

Las diatomeas llegaron a suponer en la campaña de 2010 un 99.4% de la densidad celular total, consecuencia de la proliferación de *Pseudo-nitzschia* que tuvo lugar frente a la bocana del Puerto y la playa de Venecia. En la campaña de 2011 su aportación bajó hasta un 44.6%. En el verano de 2011 las euglenofitas llegaron a suponer un 20.9% de la densidad total celular y los dinoflagelados un 16.4%. El resto de grupos también vieron aumentada su aportación tal y como se observa en la figura 4.4.25.

Las concentraciones de diatomeas de la campaña 2009 fueron significativamente superiores ($p < 0.05$) a las de 2010, y éstas también con respecto a la campaña 2011. Las concentraciones de dinoflagelados de la campaña de 2009 fueron la más elevadas, mientras que en el 2010 fueron significativamente inferiores ($p < 0.05$).

No se encontraron diferencias significativas entre las tres campañas en cuanto a las clorofíceas. Sin embargo, si se encontraron para las euglenofitas cuyas concentraciones fueron significativamente superiores en el verano de 2011.

A nivel de género y especie, las diatomeas *Bacillaria paxillifer*, *Pseudo-nitzschia spp*, *Guinardia delicatula*, *Proboscia alata* y *Melosira spp* fueron las que más contribuyeron a la densidad celular total del estudio realizado, seguidas de los dinoflagelados del género *Gymnodinium* y las euglenofitas *Eutreptiella gymnastica* y *Eutreptia spp* y la rafidofíceas *Chattonella spp*.

Si se habla en términos de abundancia media, teniendo en cuenta las tres campañas, el género más destacado fue *Pseudo-nitzschia* con 18895 cel l⁻¹, seguido de la diatomea *Bacillaria paxillifer* (6401 cel l⁻¹) y el género *Melosira* (1500 cel l⁻¹). Por otro lado, el género *Scrippsiella* fue de los dinoflagelados el que presentó una mayor densidad media (145 cel l⁻¹), seguido de *Gymnodinium* (113 cel l⁻¹).

Concretando por campañas, en la campaña de 2009 la mayor densidad media la presentó *Bacillaria paxillifer* (3694 cel l⁻¹) seguida de las diatomeas *Pseudo-nitzschia spp* y *Skeletonema costatum* y la euglenofita *Eutreptiella gymnastica*.

En la campaña de 2010 destacaron las elevadas densidades medias de las diatomeas *Pseudo-nitzschia spp* (34493 cel l⁻¹) y *Bacillaria paxillifer* (15162 cel l⁻¹). El dinoflagelado con mayor densidad media fue *Gyrodinium sp.* (420 cel l⁻¹).

En el verano de 2011 las diatomeas con mayor densidad fueron *Melosira spp* y *Skeletonema costatum* (2680 cel l⁻¹ y 420 cel l⁻¹, respectivamente). Le siguieron *Eutreptiella gymnastica* y *Chattonella sp.* El género de dinoflagelados con mayor densidad media fue *Gymnodinium* con 97 cel l⁻¹.

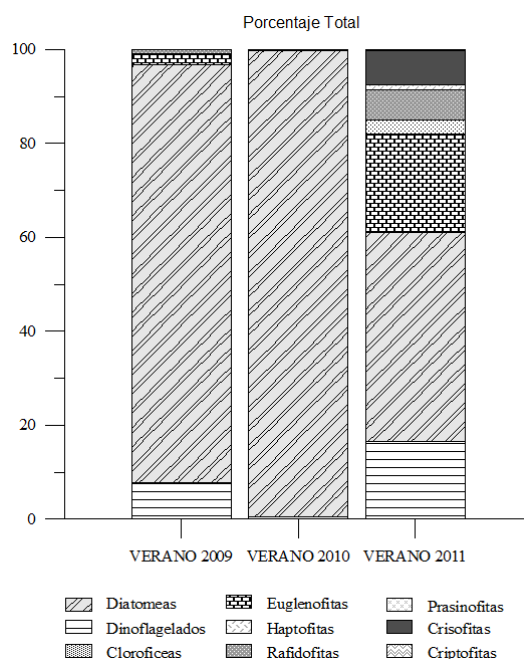


Fig. 4.4.25. Contribución de los diferentes grupos de fitoplancton a la abundancia celular total en cada campaña estival.

Un total de 76 taxones diferentes han sido identificados en el cómputo de las tres campañas realizadas (tabla 4.4.3). En términos de riqueza específica, dinoflagelados y diatomeas son los grupos más importantes.

Se identificaron 38 taxones de dinoflagelados pertenecientes a 18 géneros diferentes. El mayor número de taxones se identificó en verano de 2011 (tabla 4.4.4). Los géneros de dinoflagelados más representados en cuanto a especies fueron *Ceratium*, *Protoperidinium* y *Prorocentrum* con 8, 7 y 4 especies, respectivamente. Se han diferenciado 26 taxones de diatomeas pertenecientes a 24 géneros. El género de diatomeas con mayor representación fue *Chaetoceros* con 2 especies diferentes. De los taxones identificados sólo 19 se encontraron en más de un 10% de las muestras tomadas. La mayoría de estos taxones fueron diatomeas, seguidos de dinoflagelados y euglenofíceas.

GRUPO	TAXONES			
	VERANO	VERANO	VERANO	TOTAL
	2009	2010	2011	
Dinoflagelados	16	24	27	38
Diatomeas	16	23	21	26
Euglenofitas	2	2	2	2
Cloroficeas	1	2	2	3
Rafidofitas	2	2	1	2
Haptofitas	0	1	2	2
Crisofitas	0	1	2	2
Criptofitas	0	0	1	1
Total	37	55	58	76

Tabla 4.4.3. Tabla resumen de taxones identificados.

Los taxones que alcanzaron mayor frecuencia fueron *Bacillaria paxillifer*, *Proboscia alata*, *Gymnodinium spp*, *Eutreptia spp*, *Guinardia delicatula*, *Rhizosolenia spp*, *Chattonella sp*. y el género *Scrippsiella* (todas ellas con una frecuencia superior al 30%).

Si se analizan las tres campañas realizadas por separado, el taxón que se encontró con más frecuencia fue *Bacillaria paxillifer* pero el resto de especies más frecuentes varía. En la campaña de 2009, las especies del género *Gymnodinium* estuvieron presentes en un 70% de las muestras al igual que la diatomea *Proboscia alata*, el género *Scrippsiella* se encontró en un 60%, los generos *Chattonella*, *Eutreptia* y *Pseudo-nitzschia* estuvieron presentes en más de un 30% así como el dinoflagelado *Heterodinium dispar*. En la campaña de 2010, con una frecuencia mayor de 30% sólo se encontró el género *Gymnodinium* con un 36.1%, el resto fueron diatomeas (*Proboscia alata*, *Rhizosolenia spp*, *Guinardia delicatula* y *Pseudo-nitzschia spp*). En el verano de 2011 destacó la elevada frecuencia de las euglenofitas del género *Eutreptia* y *Eutreptiella gymnastica* (77.5 % y 42.5 %, respectivamente), las especies del género *Gymnodinium* vuelven a ser los dinoflagelados más frecuentes (67.5 %), seguidos de *Ceratium furca* (40%), y cabe destacar la presencia de *Dinobryon spp* en un 45% de las muestras.

De los 76 taxones identificados 23 son considerados potencialmente dañinos (tóxicos, ictiotóxicos y formadores de blooms). Estos taxones y sus características se muestran en la tabla 4.4.4. De entre ellas, 11 especies están incluidas en la Lista de referencias taxonómicas de microalgas dañinas del Intergovernmental Oceanographic Commission (IOC). Concretamente, 8 dinoflagelados, 1 diatomea, 1 rafidofita y 1 haptofitas. Los géneros *Gymnodinium* y *Scrippsiella*, potenciales formadores de blooms, alcanzaron concentraciones de 920 cel l⁻¹ y 1120 cel l⁻¹ en el verano de 2009. Entre las diatomeas potencialmente dañinas destacan las elevadas concentraciones que alcanzó *Pseudo-nitzschia spp* en el verano de 2010 con un máximo de 408510 cel l⁻¹. *Eutreptiella gymnastica* alcanzó, en las campañas de 2009 y 2011, concentraciones máximas de 1120 cel l⁻¹ y 760 cel l⁻¹, respectivamente.

GRUPO	TAXONES POTENCIALMENTE DAÑINOS				LISTA IOC			
	VERANO 2009	VERANO 2010	VERANO 2011	ESTUDIO	VERANO 2009	VERANO 2010	VERANO 2011	ESTUDIO
Dinoflagelados	4	8	9	13	3	4	6	8
Diatomeas	5	7	5	7	1	1	1	1
Euglenofitas	1	1	1	1	0	0	0	0
Cloroficeas	0	0	0	0	0	0	0	0
Rafidofitas	1	1	0	1	1	1	0	1
Haptofistas	1	0	1	1	0	0	1	1
Crisofitas	0	0	0	0	0	0	0	0
Criptofitas	0	0	0	0	0	0	0	0
Total	12	17	16	23	5	6	8	11

Tabla 4.4.4. Tabla resumen de taxones potencialmente dañinos.

La tabla 4.4.5 muestra que taxones se encontraron exclusivamente en cada campaña, como se puede observar las campañas de 2010 y 2011 presentaron un mayor número de especies, destacando la presencia en 2011 de diversas especies de los géneros *Dinophysis* y *Protoperidinium*, que no habían sido detectadas en las campañas anteriores, siendo algunas de ellas potencialmente dañinas.

VERANO 2009	VERANO 2010	VERANO 2011
DINOFLAGELADOS <i>Protoperidinium sphaericum</i>	DINOFLAGELADOS <i>Ceratium fusus</i> <i>Ceratium longirostrum</i> <i>Ceratium karstenii</i> <i>Oxytoxum sp.</i> <u><i>Prorocentrum minimum</i></u> <i>Asterionellopsis glacialis</i> <i>Chaetoceros simplex</i> <i>Lauderia annulata</i> <i>Planktoniella sp.</i> DIATOMEAS <i>Thalassionema nitschioides</i> CLOROFICEAS <i>Sphaerocystis sp.</i>	DINOFLAGELADOS <i>Centrodinium maximum</i> <i>Ceratium extensum</i> <u><i>Dinophysis caudata</i></u> <u><i>Dinophysis sacculus</i></u> <i>Heterocapsa sp.</i> <u><i>Protoperidinium crassipes</i></u> <i>Protoperidinium diabolus</i> <i>Protoperidinium divergens</i> <i>Protoperidinium punctulatum</i> <i>Protoperidinium pyriforme</i> DIATOMEAS <i>Eucampia sp.</i> CLOROFICEAS <i>Scenedesmus sp.</i> HAPTOFITAS <u><i>Phaeocystis globosa</i></u> CRISOFITAS <i>Bicosoeca sp.</i> CRIFTOFITAS <i>Telonema subtile</i>

Tabla 4.4.5. Taxones exclusivos de cada campaña de muestreo.

	VERANO 2009			VERANO 2010			VERANO 2011			TOTAL				
	Np	% Np	Av. (>0)	Np	% Np	Av. (>0)	Np	% Np	Av. (>0)	Np	% Np	Av. (>0)	Max.	Abun. Total
DINOFLAGELADOS														
<i>Akashiwo sanguinea</i> Hirasaka														
<i>Alexandrium</i>														
<i>Centrodinium maximum</i> Pavillard														
<i>Ceratium candelabrum</i> (Ehrenberg) Stein	1	3.3	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	80
<i>Ceratium eurycatum</i> E.G.Jørgensen	1	3.3	80	80	80	80	80	80	80	80	80	80	80	240
<i>Ceratium extensum</i> (Gourret) Cleve-Euler														
<i>Ceratium farca</i> Ehrenberg	4	13.3	40	40	160	40	120	40	40	40	40	40	40	200
<i>Ceratium fusus</i> Ehrenberg														
<i>Ceratium longirostrum</i> Gourret	1	3.3	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	160
<i>Ceratium karstenii</i> Pavillard [Cleve 1900]														
<i>Ceratium tripos</i> Müller	1	3.3	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	160
<i>Dinophysis caudata</i> Saville-Kent														
<i>Dinophysis sacculus</i> Stein														
<i>Diplopsalis</i> sp.	2	6.7	60	80	120	40	40	40	40	40	40	40	40	120
<i>Geaxaulax</i>	1	3.3	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	160
<i>Gymnodinium</i>	21	70.0	164	920	3440	160	860	160	860	160	860	160	860	6920
<i>Gyrodinium</i>	1	3.3	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	160
<i>Heterodinium d'Espair</i> Kofoid & Adamson	9	30.0	76	240	680	20	20	20	20	20	20	20	20	80
<i>Heterocapsa</i>														
<i>Oxyxium</i> sp.														
<i>Pentapleurodinium tyrhenticum</i> Zingone et Marino	4	13.3	40	40	160	40	40	40	40	40	40	40	40	160
<i>Podolampas spinifera</i> Okamura														
<i>Polysirkos kofoidii</i> Chatton														
<i>Prorocentrum lima</i> (Ehrenberg) Stein	3	10.0	53	80	160	40	40	40	40	40	40	40	40	160
<i>Prorocentrum micans</i> Ehrenberg														
<i>Prorocentrum minimum</i> L. Pavillard, Schiller														
<i>Prorocentrum triestinum</i> Schiller														
<i>Prorocentrum</i> spp.	2	6.7	40	40	80	40	40	40	40	40	40	40	40	160
<i>Protoperidinium crassipes</i> [Kofoid] Balech														
<i>Protoperidinium diabolus</i> Cleve														
<i>Protoperidinium divergens</i> (Ehrenberg) Balech														
<i>Protoperidinium punctatum</i> (Paulsen) Balech														
<i>Protoperidinium pyriforme</i> (Paulsen) Balech														
<i>Protoperidinium sphaerium</i> (Murray & Whiting) Balech	1	3.3	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	160
<i>Protoperidinium steinii</i> (Jørgensen) Balech	1	3.3	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	160
<i>Protoperidinium</i> spp.	18	60.0	211	1120	3800	6	16.7	48	80	240	8	25.0	130	680
<i>Scyphozoa</i>	6	20.0	173	800	1040	9	25.0	130	680	1040	1	2.5	120	120
<i>Dinoflagelado</i> n.i														

Tabla 4.4.6.a. Taxones identificados en el área de estudio. Np: número de muestras en las que el taxón está presente. %Np: Porcentaje del total de muestras donde el taxón está presente. (Av>0) Concentración media cuando el taxón está presente (cel l⁻¹). Máx. Máxima concentración alcanzada. Abundancia total: suma de la abundancia celular en todas las muestras tomadas (cel l⁻¹). **Especies potencialmente tóxicas y/o dañinas.** **Especies incluidas lista IOC (2009)**

	VERANO 2009			VERANO 2010			VERANO 2011			TOTAL		
	Np	% Np Av. (>0)	Abun. Total	Np	% Np Av. (>0)	Abun. Total	Np	% Np Av. (>0)	Abun. Total	% Np Av. (>0)	Abun. Total	Max.
DIATOMAEAS												
<i>Achnanthes</i> sp.	3	10.0	80	5	13.9	80	6	15	40	13.2	50	80
<i>Asterionellopsis glacialis</i> (Castracane) Round				1	2.8	40				0.9	40	40
<i>Bacillaria paxillifera</i> (Müller) Hendey	28	93.3	15720	34	94.4	491580	33	82.5	120	89.6	6401	491580
<i>Blaubeleva</i> spp.	2	6.7	40	1	2.8	20	3	7.5	40	5.7	37	40
<i>Chaetoceros affinis</i> Lauder				4	11.1	200	6	15	47	9.4	108	640
<i>Chaetoceros simplex</i> Ostensfeld				1	2.8	20				0.0	20	20
<i>Coscinodiscus centralis</i> Ehrenberg	5	16.7	200	5	13.9	35	10	25	52	0.0	54	200
<i>Cylindrotheca closterium</i> (Ehrenberg) Reimann & Lewin	1	3.3	40	2	5.6	30	1	2.5	120	18.9	55	120
<i>Diploneis</i> sp.	1	3.3	40				1	2.5	40	3.8	40	40
<i>Eucampia</i> spp.							3	7.5	120	1.9	120	160
<i>Guinardia delicatula</i> (Cleve) Hasle	3	10.0	93	20	55.6	1213	14	35	137	34.9	689	8920
<i>Lauderia amuldata</i> Cleve				4	11.1	27				3.8	25	40
<i>Leptocylindrus mediterraneus</i> (H. Peragallo) Hasle				5	13.9	116	3	7.5	67	7.5	98	280
<i>Liemophora</i> spp.	1	3.3	80	6	16.7	28	4	10	50	10.4	42	80
<i>Melosira</i> spp.	2	6.7	320				2	5	2680	3.8	1500	4120
<i>Navicula</i> spp.	3	10.0	53	10	27.8	64	9	22.5	62	20.8	62	240
<i>Nitzschia longissima</i> (Brébisson in Kützing)				1	2.8	1680				1.9	860	1680
<i>Otomella mobilensis</i> (Bailey) Grunow	2	6.7	40	4	11.1	273	4	10	40	9.4	110	760
<i>Planktoniella</i> sp.				1	2.8	20				0.9	20	20
<i>Pleurosigma</i> sp.	1	3.3	160	5	13.9	60	4	10	40	9.4	62	160
<i>Proboscia alata</i> (Brightwell) Sundström	21	70.0	200	26	72.2	174	16	40	73	59.4	157	540
<i>Pseudo-nitzschia</i>	9	30.0	511	13	36.1	34493	2	5	240	22.6	18895	408510
<i>Rhizosolenia</i> spp.				23	63.9	150	13	32.5	86	34.0	124	480
<i>Skeletonema costatum</i> (Greville) Cleve	2	6.7	340	3	8.3	393	2	5	420	6.6	386	800
<i>Thalassionema nitschoides</i> (Grunow) Merschowsky				1	2.8	80				0.9	80	80
<i>Bacillariophyceae</i> ni	2	6.7	40	20	55.6	81	17	42.5	64	36.8	71	280

Tabla 4.4.6.b. Taxones identificados en el área de estudio. Np: número de muestras en las que el taxón está presente. %Np: Porcentaje del total de muestras donde el taxón está presente. (Av>0) Concentración media cuando el taxón está presente (cel l⁻¹). Máx. Máxima concentración alcanzada. Abundancia total: suma de la abundancia celular en todas las muestras tomadas (cel l⁻¹). **Especies potencialmente tóxicas y/o dañinas.** **Especies incluidas lista IOC. (2009)**

	VERANO 2009			VERANO 2010			VERANO 2011			TOTAL							
	Np	% Np Av. (>0)	Abum. Total	Np	% Np Av. (>0)	Abum. Total	Np	% Np Av. (>0)	Abum. Total	% Np Av. (>0)	Max.	Abum. Total					
EUGLENOFITAS																	
<i>Eutreptiella gimnastica</i> Thronsdén	5	16.7	328	2	5.6	30	40	60	17	42.5	306	760	5200	22.6	288	1120	6900
<i>Eutreptia</i> spp.	10	33.3	116	10	27.8	84	200	840	31	77.5	119	360	3680	48.1	111	400	5680
CLOROFICEAS																	
<i>Chlorophyceae</i> spp.	3	10.0	40	5	13.9	35	40	140	11	27.5	105	240	1160	17.9	76	240	1440
<i>Scenedesmus</i> sp.									1	2.5	160	160	160	0.9	160	160	160
<i>Sphaerocystis</i> sp.									1	2.8	120	120	120	0.9	120	120	120
RAFIDOFITAS																	
<i>Chattonella</i> sp.	14	46.7	86	8	22.2	100	200	800	11	27.5	247	680	2720	31.1	143	680	4720
<i>Chattonella subvada</i> B. Biecheler	1	3.3	80	1	2.8	40	40	40						1.9	60	80	120
HAPTOFITAS																	
<i>Phaeocystis</i>				1	2.8	40	40	40	2	5	170	300	340	2.8	127	300	380
<i>Phaeocystis albobosa</i> Scheerffel									2	5	60	80	120	1.9	60	80	120
CRISOFITAS																	
<i>Bicosoeca</i> sp.									4	10	80	200	320	3.8	80	200	320
<i>Dinabryon</i> spp.				1	2.8	40	40	40	18	45	152	300	2740	18.0	146	300	2780
CRIFTOFITAS																	
<i>Tetlonema subtile</i> Greissmann									2	5	60	80	120	1.9	60	80	120

Tabla 4.4.6.c. Taxones identificados en el área de estudio. Np: número de muestras en las que el taxón está presente. %Np: Porcentaje del total de muestras donde el taxón está presente. (Av>0) Concentración media cuando el taxón está presente (cel l⁻¹). Máx. Máxima concentración alcanzada. Abundancia total: suma de la abundancia celular en todas las muestras tomadas (cel l⁻¹). **Especies potencialmente tóxicas y/o dañinas.** Especies incluidas lista IOC (2009)

4.4.5 Variaciones espaciales de la comunidad de fitoplancton.

Como muestran las figuras 4.4.26, 4.4.27 y 4.4.28 las variaciones espaciales más importantes respecto a la composición de la comunidad de fitoplancton se observan entre aquellas zonas que están siendo sometidas al aporte de nutrientes procedentes tanto de fuentes puntuales como difusas.

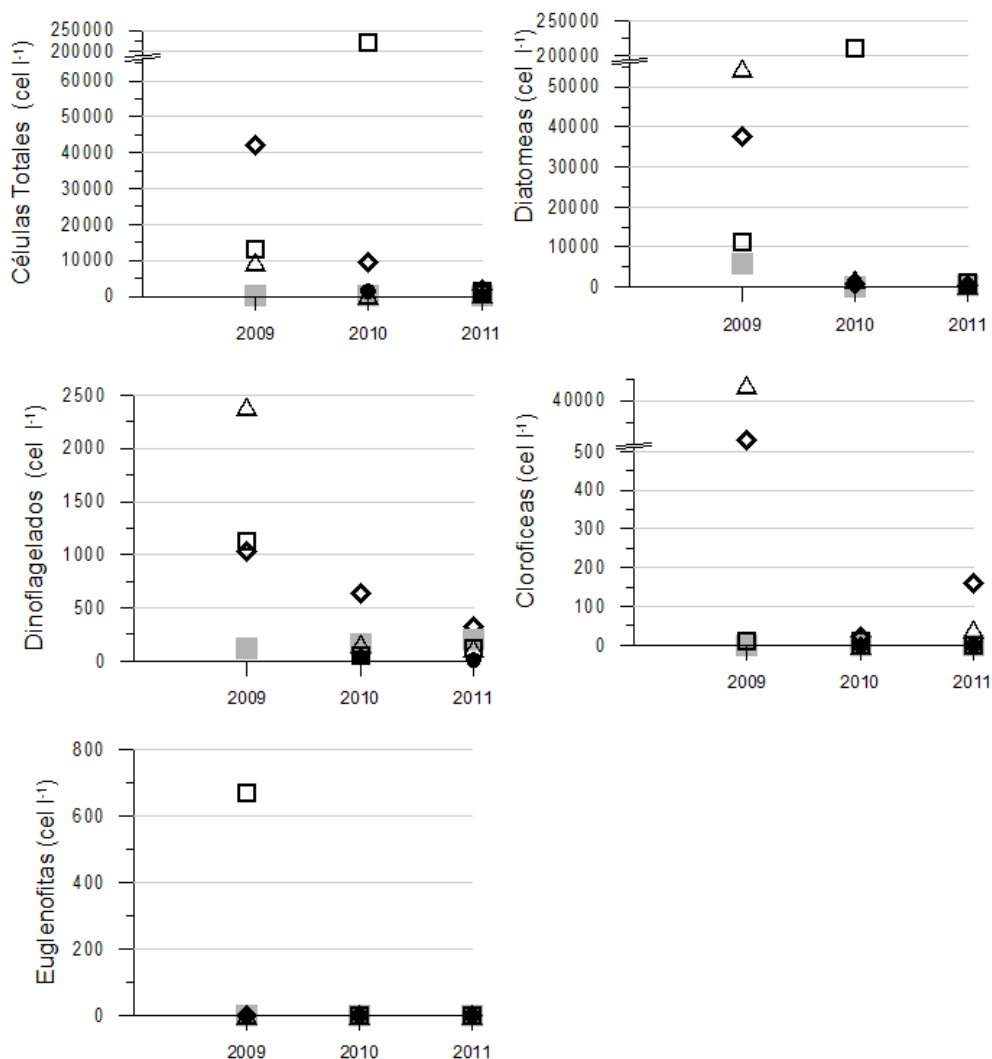


Fig. 4.4.26. Variaciones estacionales y espaciales en la concentración media de los diferentes grupos de fitoplancton de los puntos de muestreo en la entrada del Puerto (□ H1, H2), Playa l'Auir (△ WV), emisario submarino (● OU), desembocadura del río Serpis en la Playa de Venecia (◇RS,S4, A4) y el resto de puntos de muestreo (■).

La máxima concentración celular de fitoplancton se registró en la campaña de 2010 en el puerto con una concentración media 220345 cel l⁻¹, siendo la concentración en la estación de muestreo ubicada frente a la bocana del Puerto (H2) 418990 cel l⁻¹ muy superior a la de la estación ubicada dentro de la bocana (H1) con 360 cel l⁻¹. Esta concentración tan elevada alcanzada frente a la bocana del puerto vino dada por la elevada concentración de diatomeas con 418930 cel l⁻¹. En el verano de 2009 las diatomeas también fueron el grupo de fitoplancton que condicionó las elevadas densidades celulares observadas en la zona de la

desembocadura del río Serpis en la playa de Venecia (41984 cel l⁻¹). A excepción del puerto, en el resto de zonas las densidades celulares fueron mayores en la campaña de 2009. Destacar también que las diatomeas alcanzaron también concentraciones elevadas en la campaña de 2009 en la desembocadura del río Vaca en la playa l'Auir con 54620 cel l⁻¹.

En cuanto al grupo de los dinoflagelados, la concentración máxima del estudio se dio en la desembocadura del río Vaca en la campaña de 2009 con 2390 cel l⁻¹. Las concentraciones de dinoflagelados en el Puerto y en la desembocadura del río Serpis también alcanzaron sus máximos en la campaña de 2009 con 2200 cel l⁻¹ (registrada en la estación H1) y 1024 cel l⁻¹, respectivamente. En las campañas de 2010 y 2011 los dinoflagelados presentaron sus concentraciones máximas en la zona de la desembocadura del río Serpis con concentraciones medias de 640 cel l⁻¹ y 320 cel l⁻¹, respectivamente. En cuanto a las estaciones más alejadas de los aportes de nutrientes la concentración de dinoflagelados fue aumentando en cada campaña con concentraciones medias de 120 cel l⁻¹, 160 cel l⁻¹ y 200 cel l⁻¹ en los años 2009, 2010 y 2011, respectivamente.

El grupo de las clorofíceas se observó principalmente en la desembocadura del río Serpis en las campañas de 2009 y 2010, con concentraciones de 3410 cel l⁻¹ y 260 cel l⁻¹, respectivamente. La máxima concentración de clorofíceas se observó en la desembocadura del río Vaca con 54620 cel l en la campaña de 2009.

El grupo de las euglenofíceas se observó principalmente en el interior de la instalación portuaria (H1) con 1240 cel l en la campaña de 2009.

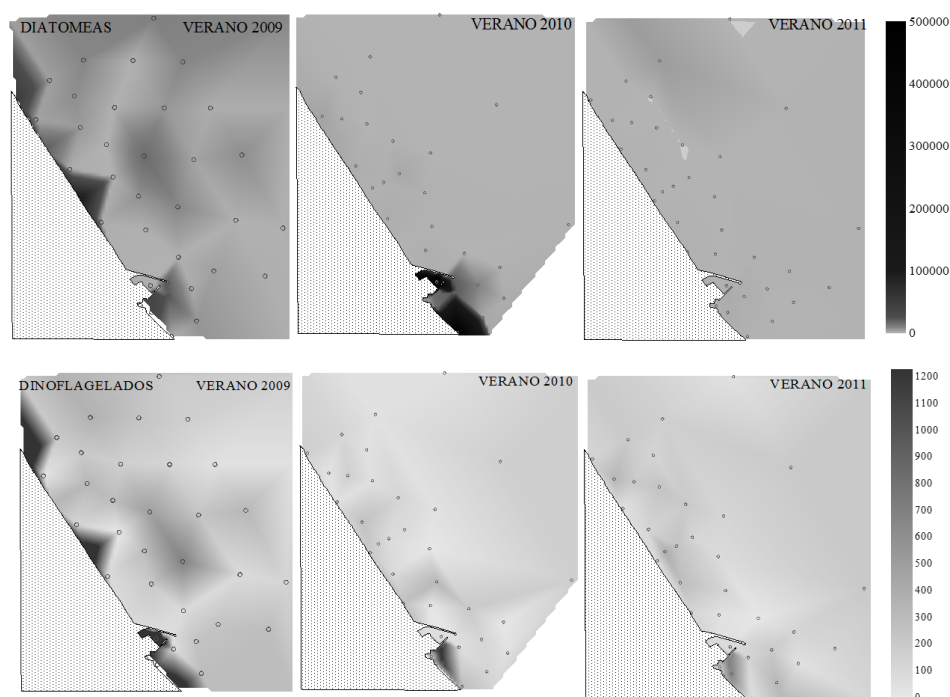


Fig. 4.4.27. Distribución espacial de diatomeas y dinoflagelados (cel l⁻¹).

Si hablamos en términos de contribución relativa de cada grupo a la comunidad de fitoplancton (figura 4.4.28), se observa como claramente el grupo más importante fueron las diatomeas en cualquiera de las diferentes zonas estudiadas.

En la desembocadura del río Vaca en las campañas 2009 y 2010 la contribución de las diatomeas estuvo entorno al 90 % mientras que en la de 2011 se redujo a un 31%. En esta zona, con porcentajes del 9% se encontraron especies de aguas dulces y salobres como son las clorofíceas y euglenofíceas. Los dinoflagelados y rafidofíceas presentaron su máxima densidad relativa en el verano de 2009 con un 18% y un 14%, respectivamente.

En cuanto al Puerto, se observan diferencias en la composición relativa de la comunidad al estudiar por separado la estación de muestreo del interior de la instalación (H1) y la estación ubicada justo enfrente de la bocana (H2). En el interior del puerto las diatomeas contribuyeron con un 99% a la comunidad de fitoplancton en la campaña de 2010 mientras que en las otras dos campañas su contribución fue mucho menor con un 25% y un 58%, en 2009 y 2011, respectivamente. En la campaña de 2009, los dinoflagelados y euglenofíceas fueron los otros dos grupos más importantes. Los dinoflagelados alcanzaron una abundancia relativa del 48% en la campaña de 2009 y las euglenofíceas un 27 %. En la campaña de 2011 los dinoflagelados alcanzaron un 5% mientras que euglenofíceas y criptofíceas un 15%. En el punto ubicado frente a la bocana del puerto las diatomeas presentaron porcentajes próximos al 100% en las campañas de 2009 y 2010 y en la campaña de 2011 se redujo al 53%, incrementando por otro lado sus abundancias relativas las euglenofíceas que alcanzaron el 25% de la abundancia total y criptofitas con un 12%. Los dinoflagelados alcanzaron densidades relativas mucho más bajas en este punto que en el interior de la instalación portuaria, llegando a un máximo del 6% en el verano de 2011.

En la playa de Venecia, las diatomeas fueron el grupo dominante en las campañas 2009 y 2010 con porcentajes entorno al 90%, reduciéndose al 31% en la campaña de 2011. Los dinoflagelados aumentaron su abundancia relativa desde un 2% en la campaña de 2009 a un 18% en la campaña de 2011. Las clorofíceas estuvieron presentes en las campañas de 2009 y 2011 con porcentajes entorno al 10% y las euglenofíceas en la campaña de 2011 con un 25%, campaña en la que las rafidofíceas alcanzaron un 12%.

En la pluma del emisario submarino la campaña 2010 muestra como grupo dominante a las diatomeas con un 80% mientras que en el 2011 se redujo a un 40%. En el 2010 el segundo grupo más importante con un 13% fueron las rafidofíceas seguido de euglenofitas con un 5% y dinoflagelados con un 2%. En la campaña de 2011 euglenofíceas y dinoflagelados aumentaron su contribución relativa hasta un 50% y un 10%, respectivamente.

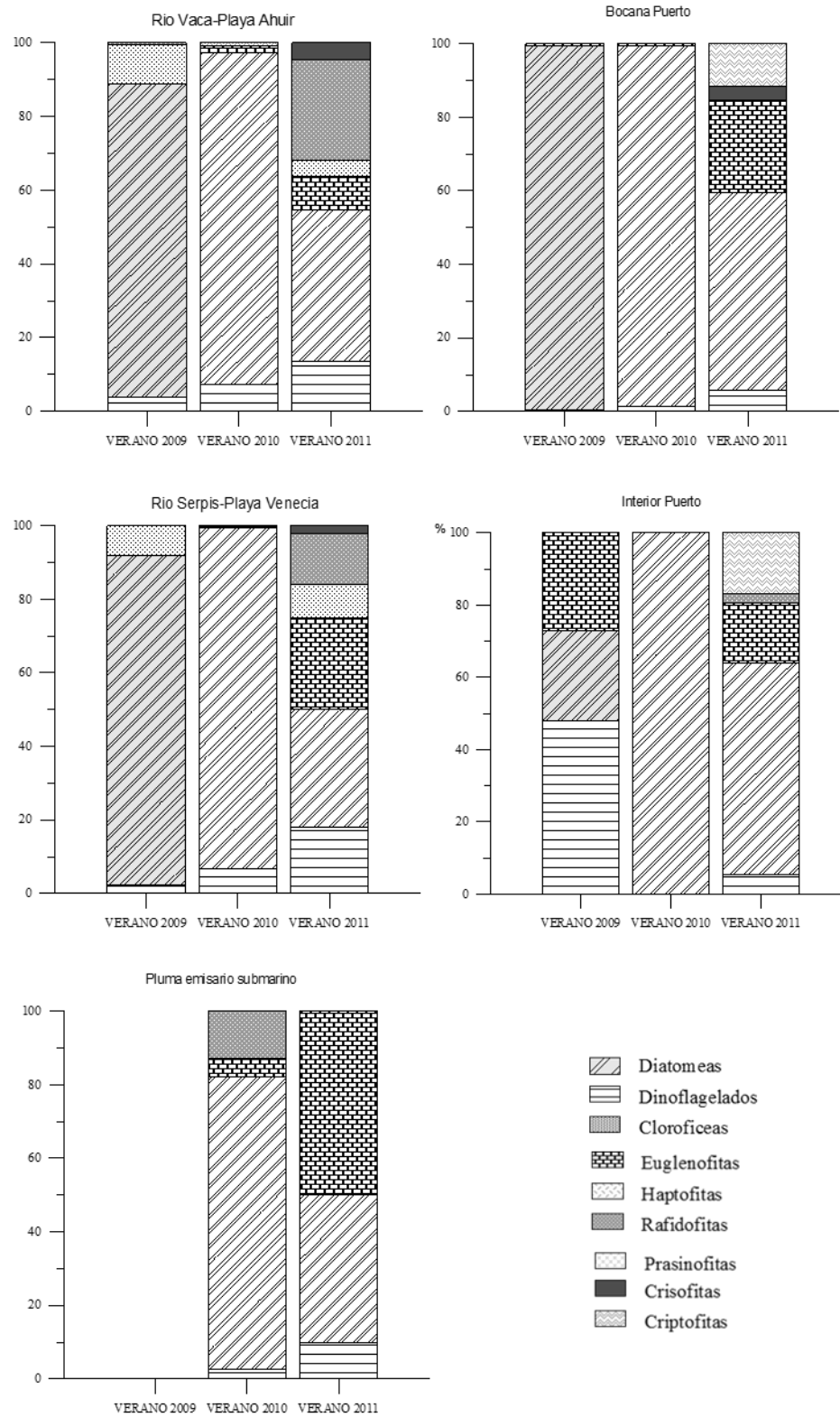


Fig. 4.4.28. Contribución de los diferentes grupos de fitoplancton a la abundancia celular total por zonas.

La bocana del Puerto de Gandia y la zona ubicada al sur de su espigón donde se encuentra la desembocadura del río Serpis y las playas de Venecia y Marenys de Rafalcayd presentan una comunidad fitoplanctónica con una composición similar. En esta zona las especies que se encuentran en concentraciones más importantes son las diatomeas del género *Pseudo-nitzschia* y *Guinardia delicatula*, ambas potencialmente dañinas. Las primeras llegaron a alcanzar en el verano 2010 concentraciones de 11780 cel l⁻¹ en la playa Venecia y 408510 cel l⁻¹ en la bocana del puerto. Los géneros *Scrippsiella* y *Gymnodinium* fueron los más abundantes en ambas zonas con un máximo de 950 cel l⁻¹, en la estación A5 ubicada al sur de la bocana, en la desembocadura del río Serpis, a 100 m de la línea de costa de la playa de Marenys de Rafalcaid. Otra especie potencialmente dañina que se halló en concentraciones importantes en estas zonas fue *Eutreptiella gymnastica* (especie potencialmente formadora de blooms) llegando a las 1120 cel l⁻¹ en el puerto.

Por otro lado, en la pluma del emisario submarino y en la desembocadura del río Vaca en la Playa l'Auir, la especie que alcanzó mayores concentraciones fue la diatomea *Bacillaria paxillifer* (concentración máxima 1440 cel l⁻¹). También se encontraron especies de euglenales tanto del género *Eutreptia* como *Eutreptiella*. Las rafidofíceas estuvieron también en estas zonas en concentraciones superiores al resto de la zona de estudio pero no destacables. También se detectaron dinoflagelados, pero en concentraciones muy bajas.

4.4.6 Relaciones entre parámetros abióticos y la comunidad de fitoplancton.

La evaluación de la correlación se basa en la escala definida por Torres (2004). Las diatomeas presentaron una débil correlación positiva con la temperatura y las concentraciones de nitratos y fósforo soluble reactivo. Por otro lado, presentaron una correlación débil negativa con la concentración de oxígeno disuelto, la materia orgánica disuelta coloreada y la ratio DSi:DIP y moderada con la ratio DSi: DIN.

Los dinoflagelados presentaron una débil correlación positiva con los sólidos en suspensión y una escasa correlación negativa con el amonio y la salinidad.

En cuanto a las euglenofíceas, se encontraron moderadas correlaciones positivas con los sólidos en suspensión y la concentración de oxígeno disuelto y débiles con la salinidad, la concentración de fósforo total y las ratios DSi:DIP y DSi:DIN. Por otro lado, presentaron una moderada relación negativa con la temperatura y la concentración de nitratos. Las clorofíceas únicamente presentaron una escasa correlación positiva con los sólidos en suspensión.

La clorofila *a* presentó una fuerte correlación positiva con los sólidos en suspensión y moderada con la concentración de oxígeno disuelto. Por otro lado, presentó una moderada correlación negativa con la salinidad y débil con el amonio y la concentración de fósforo soluble reactivo.

	Diatomeas	Dinoflagelados	Euglenofíceas	Clorofíceas	Rafidofíceas	Primnesiofíceas	Criptofíceas	Dictyofíceas	Crisofíceas	Clorofila <i>a</i>
Temperatura	0.4732	-0.1240	-0.5231	-0.0700	-0.1005	0.0066	-0.0024	-0.0124	-0.0024	0.2625
Salinidad	0.0866	-0.2384	0.3837	-0.1024	-0.1144	0.1286	0.0648	0.0200	0.0205	-0.5389
Sólidos en suspensión	-0.1156	0.3134	0.5081	0.2590	0.3161	0.0066	0.0892	-0.1185	0.1086	0.7892
Oxígeno disuelto	-0.4044	0.2319	0.5105	0.1203	0.2809	0.0969	0.0184	0.0979	0.0164	0.6838
CDOM	-0.4164	0.1785	0.2153	-0.1170	-0.2015	-0.1025	0.0568	-0.0205	-0.1526	0.2163
NH ₄ ⁺	-0.1998	-0.2854	-0.0918	-0.0123	-0.0258	0.0124	-0.0014	-0.0247	0.0027	-0.4475
NO ₂ ⁻	0.0346	-0.1058	-0.0517	0.1273	-0.1133	-0.0332	-0.0024	0.0124	-0.1241	-0.2298
NO ₃ ⁻	0.3733	-0.1201	-0.2072	0.0846	-0.0621	-0.0548	0.0025	0.0025	-0.0475	-0.1343
DIP	0.4057	-0.0511	-0.0383	-0.0383	-0.0964	-0.0854	-0.0321	0.0147	-0.0145	-0.2410
TP	-0.1104	0.0327	0.2299	0.0212	-0.0364	-0.1131	-0.0241	0.0254	0.0214	0.1814
DSi	-0.1253	-0.1792	0.0337	0.1069	-0.0893	0.0269	-0.0394	0.0884	0.0139	-0.1924
DIN:DIP	-0.0824	-0.0166	0.1684	0.1764	0.0856	0.0647	0.0676	0.0458	0.0347	0.1819
DSi:DIP	-0.4487	-0.0186	0.3707	0.1200	0.0679	0.0125	0.1279	0.0279	0.0487	0.1568
DSi:DIN	-0.5009	-0.0283	0.2584	-0.0460	0.0119	-0.0346	0.1916	0.0914	-0.0247	-0.0421

Tabla 4.4.7. Matriz de correlación de Spearman entre los grupos de fitoplancton y las variables ambientales (P<0.05). En negrita relaciones significativas.

4.4.7 Discusión.

La salinidad medida en el área de estudio en las tres campañas de verano fue mayor que la registrada por Gadea *et al.* (2013) en esta zona en las estaciones lluviosas (otoño y primavera). Los valores fueron del orden de los registrados por Gadea *et al.* (2013) en invierno, a excepción de la zona de desembocadura de los ríos y de la pluma del emisario de la EDAR de Gandia, donde los valores de salinidad fueron más bajos en la estación estival. Esta mayor salinidad en verano puede ser debida a que las descargas de agua subterránea del acuífero durante el verano se ven disminuidas por el incremento del bombeo de agua del acuífero para satisfacer el incremento de demanda al ser una zona turística. Además, el acuífero proporciona el agua de riego de los cultivos de cítricos del Marjal de Gandia, que al menos requieren de dos riegos durante el verano (Sebastiá y Rodilla, 2013)

La salinidad en la desembocadura de ambos ríos así como en la bocana del Puerto fue especialmente baja en julio de 2009. En el río Vaca esta salinidad podría venir dada por un aumento en la descarga del tramo septentrional de la acequia de riego Auir por la realización de los riegos de verano, algo que justificarían los valores de nitrato y sílice especialmente elevados en relación con los valores normalmente registrados en esta zona. En cuanto al río Serpis, se pudo producir una descarga de la estación depuradora al río por el canal de descarga que se utiliza cuando se sobrepasa la capacidad de tratamiento de la planta, algo que justificaría las bajas salinidades en la zona de la bocana del Puerto y especialmente en la playa Venecia, ya que los datos del SAIH no registraron que el río tuviera caudal en su tramo final en ninguna de las campañas estivales. Las bajas concentraciones de oxígeno disuelto y altas concentraciones de sólidos en suspensión medidos en esta zona por Sebastiá *et al.* (2012^a) dos días antes de esta campaña, y las concentraciones de DIP más elevadas que en el resto de registros realizados para esta zona refuerzan esta hipótesis. Por otro lado, se registraron valores de salinidad más elevados que en los otros dos veranos en la zona del emisario submarino lo que indica una reducción en la descarga del mismo. Estos vertidos directos al río Serpis son frecuentes durante la época estival.

Las formas de nitrógeno dominantes no siempre siguieron las expectativas para esta época del año y para las diferentes zonas de aportes de nutrientes. Por un lado, en la bocana

del Puerto se registraron los valores más elevados de nitratos consecuencia de los aportes de la red de drenaje del Marjal por los riegos de verano así como por la influencia de los aportes del río Serpis al sur del espigón.

Por otro lado, en la pluma del emisario submarino se esperaba una mayor contribución del amonio como consecuencia del aumento de generación de aguas residuales. Esta mayor contribución del amonio se observó de forma más acusada en la campaña de agosto de 2010 pero no tanto en la de julio de 2011, siendo la concentración de nitratos mayor que la esperada y que la registrada por Sebastiá y Rodilla (2013). Esta concentración de nitratos más elevada podría ser debida al proceso de nitrificación ya que también se observan concentraciones de nitritos más elevadas de las registradas en el resto de campañas.

En las playas l'Auir y Venecia, el nitrato fue la forma dominante debido a las escorrentías agrícolas tanto superficiales como subterráneas. Sin embargo, en agosto de 2010 la concentración de nitratos en la playa Venecia fue menor que en las otras dos campañas y mayor la de amonio, siendo este la forma dominante de nitrógeno. Estos valores junto a la elevada concentración de CDOM y baja concentración de oxígeno disuelto podrían justificarse por los procesos de descomposición de materia orgánica en esta zona de baja profundidad, tal y como se describe en el capítulo 4.2 de esta tesis, así como también por los vertidos de la depuradora al río.

Los valores más elevados de sílice se registraron en la desembocadura del río Serpis en la Playa Venecia a pesar de las reducidas o nulas descargas de este río. Esto puede atribuirse según Sebastiá y Rodilla (2013) a esporádicos vertidos de la depuradora y al elevado tiempo de residencia de zona semicerrada que permite una acumulación elevada de nutrientes y un mayor intercambio con el sedimento debido a la baja profundidad de la columna de agua ($< 5\text{m}$). La disolución de sílice en la interfase agua-sedimento podría ser eficiente durante el verano debido a las elevadas temperaturas y la elevada abundancia bacteriana, algo que ha sido señalado como causa de altas concentraciones de sílice en áreas similares (Glé *et al.*, 2008, Garmendia *et al.*, 2011).

Se pudo observar que en las zonas influenciadas directamente por aportes de aguas dulces la concentración de sílice no presentó variaciones importantes entre las tres campañas, sin embargo, en la campaña de 2010 las concentraciones de sílice en las zonas más alejadas de las entradas de agua dulce superficial fueron significativamente superiores a las de las otras dos campañas, algo que podría justificarse por un aumento en las descargas subterráneas del acuífero a la zona costera. En la fecha de muestreo de la campaña de 2010 (26 de agosto) ya podrían haber finalizado los riegos de fertilización de verano y el consumo de agua por la población sufre una disminución a partir del 15 de agosto por un descenso de la ocupación hotelera, reduciéndose por tanto el bombeo de agua del acuífero. Por otro lado, en el periodo comprendido entre el 10 y el 19 de agosto se habían producido episodios recurrentes de precipitaciones que llegaron a alcanzar los 60 mm de precipitación dando lugar a una recarga del acuífero y un aumento de las escorrentías tanto superficiales como subterráneas ricas en sílice. En el perfil transversal realizado, destacaron las elevadas concentraciones detectadas a una distancia comprendida entre los 600 m y 1000 m de la línea de costa, con valores de hasta

6.97 μM así como los 5.51 μM registrados a 17 m de profundidad, a 2000m de la línea de costa.

El fósforo soluble reactivo presentaba siempre concentraciones muy bajas coincidiendo con Gadea *et al.* (2013), Sebastiá y Rodilla (2013) y Sospedra *et al.* (2015); alcanzando sus concentraciones más elevadas, como era de esperar, en la pluma del emisario submarino y, en la desembocadura del río Serpis especialmente en julio de 2009, probablemente por el vertido de la depuradora. Este nutriente fue en la mayoría de las ocasiones el limitante, alternándose nitrógeno y sílice como nutrientes limitantes secundarios. El nitrógeno fue el nutriente limitante en julio de 2009 en la zona ubicada a una distancia de 1000 m con respecto a la línea de costa. Glé *et al.*, (2008) atribuye esta deficiencia de nitrógeno en verano al consumo autotrófico. En esta campaña, la sílice fue el nutriente limitante en un 14% de los casos y también a partir de los 1000 m de distancia de la costa, pero siempre en la zona más alejada del área de mayores aportes de DSi, que es la playa l'Auir. La sílice también fue el nutriente limitante en julio de 2011 en la pluma del emisario submarino. Olivos *et al.*, (2002) en la Costa Catalana detectaron la sílice como limitante en más del 50 % de los casos y lo explicaron en términos de un exceso de nitrógeno.

El Mar Mediterráneo es generalmente considerado como un mar oligotrófico aunque las zonas más próximas a la costa presentan concentraciones elevadas de nutrientes inorgánicos y clorofila *a* (Flo *et al.*, 2011). El índice de calidad del agua TRIX (Vollenwider *et al.*, 1998), aplicado a la costa de Gandia, mostró una condición oligotrófica en general, a excepción de la instalación portuaria, la desembocadura del río Serpis en la playa Venecia y la pluma del emisario de la depuradora, donde la condición del agua fue mesotrófica. La clasificación de la Agencia Ambiental Europea (EEA) en función de la concentración de nitratos considera estas zonas de mala y pobre calidad.

La concentración de clorofila *a* registrada en julio de 2009 y 2011 fue del orden de la obtenida por Sebastiá y Rodilla (2013) y Sospedra *et al.* (2015) en sus estudios en la costa de Gandia realizados en la estación estival. Sin embargo, las concentraciones de agosto de 2010 fueron significativamente inferiores, aunque dentro del rango de las registradas por Olivos *et al.*, (2002) en la Costa Catalana. Estas bajas concentraciones detectadas podrían justificarse por una reducción en la entrada de nutrientes a través de la red hidrológica superficial, además para esta fecha probablemente ya se habrían realizado los riegos agrícolas de verano y el caudal del efluente de la depuradora es menor que en julio, reduciéndose las dos entradas más importantes de fósforo en la zona. Estos mínimos estivales en verano han sido detectados en diferentes zonas del Mar Mediterráneo (p.ej. Cruzado y Velásquez, 1990; Lévy *et al.*, 1998 a, b; Ribera d'Alcalà *et al.*, 2004, Siokou-Frangou, 2010). El gradiente espacial observado en la productividad primaria expresada como clorofila *a* en todas las campañas de verano, aunque especialmente en las realizadas en julio, muestra como la disponibilidad de nutrientes es determinante para la biomasa de fitoplancton. Las zonas expuestas a aportes antropogénicos tienen los valores más elevados de productividad, como ocurre en la desembocadura del río Serpis en la playa Venecia y en el Puerto de Gandia; de hecho la clorofila *a* presentó correlación negativa con la salinidad. Donde no existió esta intromisión continental los valores de productividad que se presentaron fueron menores. Por otro lado, las bajas concentraciones observadas en el emisario submarino muestran como el

intercambio de agua también es un factor que influye en la productividad. De manera que, aunque se produjeron entradas de nutrientes a través del mismo, la dilución con las aguas marinas pobres en fósforo determinó los bajos valores de clorofila *a*. Esta baja concentración de biomasa en el emisario justificaría la correlación negativa de la clorofila *a* con el amonio y el fósforo soluble obtenida, puesto que las aguas del emisario son ricas en ambos.

De igual manera que la clorofila *a* presentó su valor medio más elevado en el verano 2009, la densidad de fitoplancton también registró su valor medio más elevado en esta campaña. Sin embargo, las concentraciones máximas de este estudio se dieron en el verano de 2010, concretamente frente a la bocana del Puerto, consecuencia de una proliferación de *Pseudo-nitzschia spp.* Proliferaciones que también se detectaron en esta misma tesis en las campañas realizadas en el Puerto (capítulo 4.2). La diatomea *Bacillaria paxillifer* fue la causante de elevadas densidades registradas en esta misma zona así como en la desembocadura del río Vaca en la playa l'Auir en julio de 2009.

El grupo más abundante en términos de abundancia fueron claramente las diatomeas, aunque los valores registrados en verano, salvo en frente a la bocana del Puerto, no llegaron a superar los registrados por Gadea *et al.* (2013) para el resto de estaciones del año. En la costa de Gandía, muy pocas veces se dio una limitación por sílice lo que permitió un dominio de la comunidad de diatomeas incluso en verano (Sebastia y Rodilla, 2013), pese a ello, en el verano de 2011 se observó que su densidad relativa bajó hasta un 44.6% aumentando la proporción de flagelados (euglenofíceas 20.9% y dinoflagelados 16.4%, principalmente). Esto coincide con el patrón estacional observado por Garmendia *et al.* (2010). Las diatomeas presentaron una correlación positiva con la concentración de nitrato y fósforo soluble coincidiendo con los resultados de Sebastia y Rodilla (2013). Las diatomeas son conocidas como las especies más oportunistas, presentando ventajas en lo que se refiere a aprovechar la disponibilidad de nutrientes (Fogg, 1991). En el verano de 2011 disminuyó la densidad de fitoplancton pero no la biomasa medida como clorofila *a*. Se registró una disminución significativa con respecto a las otras dos campañas de la concentración de diatomeas, así como un aumento significativo de otros grupos, euglenofíceas y dinoflagelados principalmente. Este cambio en la composición de la comunidad de fitoplancton de diatomeas a flagelados podría venir dado por la disminución en la concentración de nitratos y fósforo inorgánico disuelto y por tanto, por un aumento de los ratios DSi:DIP y DSi:DIN, confirmando las preferencias de las diatomeas por condiciones eutróficas.

Los resultados del Puerto mostraron que durante la época estival, coincidiendo con una reducción de los aportes de la red de canales del Marjal de la Safor, existen claras diferencias en las abundancias relativas de diatomeas y dinoflagelados entre el interior de la bocana, y la zona ubicada frente a la misma. En la zona frente a la bocana las turbulencias son mayores, especialmente en verano por la dominancia del viento del sureste “garbí”; además esta zona se ve afectada por los aportes ricos en DIP y amonio de la depuradora al cauce del río Serpis. En general, los resultados fueron similares al comportamiento del fitoplancton descrito en la Bahía Daya (Xingyu *et al.*, 2009) y en las aguas costeras del archiélago Balear (Puigserver *et al.*, 2010), donde las diatomeas tienden a dominar en condiciones de concentraciones altas de nutrientes y de relativa alta turbulencia, mientras que los dinoflagelados están mejor adaptados a sobrevivir bajo condiciones de concentraciones

más bajas de determinados nutrientes y baja turbulencia. De hecho, en este estudio, los dinoflagelados estuvieron correlaciones con bajas concentraciones de amonio y las diatomeas con mayores concentraciones de DIP.

La composición de la comunidad de fitoplancton en la playa de Venecia fue similar en las campañas 2009 y 2010 dominando las diatomeas con una densidad relativa de hasta el 90% y siendo el segundo grupo más importante las clorofíceas. En julio de 2011, al igual que en el resto de zonas de aportes de aguas dulces de la zona costera de Gandia, dinoflagelados, rafidofíceas, y especialmente euglenofíceas aumentaron sus densidades. Sebastián *et al.* (2012b) también observó en verano una mayor contribución de las euglenofíceas, y menor de las diatomeas a la densidad total de fitoplancton en las zonas de entrada de agua dulce. La presencia de clorofíceas confirma, según Gadea *et al.* (2013), que estas son un grupo característico de las zonas más eutrofizadas.

Tal como afirman Gadea *et al.* (2013) y Sebastián y Rodilla (2013) los efectos del vertido de la depuradora de Gandia a través del emisario submarino, incluso durante la época de mayor caudal vertido y menor rendimiento en la depuración, fueron reducidos debido a la gran capacidad de dilución de las aguas oligotróficas del Mar Mediterráneo. Sin embargo, vertidos puntuales ricos en nutrientes por parte del río Vaca en la Playa l'Auir como el de julio de 2009 como consecuencia de actuaciones agrícolas pueden dar lugar a incrementos en la abundancia de fitoplancton pero no tan acusados como los registrados en zonas de menor hidrodinamismo como la playa Venecia o el Puerto de Gandia.

Un total de 76 taxones diferentes fueron identificados. El mayor número de especies se registró en el verano de 2011 con 58. En términos de riqueza específica, dinoflagelados y diatomeas fueron los grupos más importantes con 38 y 26 taxones, respectivamente.

Bacillaria paxillifer y *Pseudo-nitzschia spp.* fueron los taxones más importantes en los veranos de 2009 y 2010 pero no en 2011. En la campaña 2011 los más abundantes fueron *Melosira spp.* y *Skeletonema costatum*. En cuanto a dinoflagelados, los de mayor densidad media fueron los géneros *Gyrodinium* y *Gymnodinium*. Otras especies presentes, y que alcanzaron elevadas abundancias en julio de 2011, fueron *Eutreptiella gymnastica* y *Chattonella sp.*

De los 76 taxones identificados 23 son considerados potencialmente dañinos (tóxicos, ictiotóxicos y formadores de blooms), siendo los géneros de dinoflagelados *Gymnodinium* y *Scrippsiella*, el género de diatomeas *Pseudo-nitzschia*, la euglenofita *Eutreptiella gymnastica* y la rafidofíceca *Chattonella cf. Subsalsa*, los que presentaron mayor frecuencia.

En el verano de 2011 se identificaron dos especies del género *Dinophysis* productoras de DSP (toxina diarreica de los moluscos) que no habían sido encontradas en las campañas anteriores, *Dinophysis caudata*, *Dinophysis sacculus*; además diversas especies del género *Protoperidinium*, también fueron detectadas en esa campañas entre ellas la productora de AZP (veneno por azaspirácidos) *Protoperidinium crassipes*. Todas ellas presentaban concentraciones muy bajas.

Los géneros *Gymnodinium* y *Scrippsiella* se detectaron principalmente en la zona comprendida entre la bocana del Puerto y Playa de Venecia, alcanzando sus máximas

concentraciones en el verano de 2010 cuando la temperatura del agua fue más elevada. De acuerdo con las observaciones realizadas por Gadea *et al.* (2013) y los resultados presentados en el capítulo 4.2 de este trabajo, parece que estos grupos se ven favorecidos por temperaturas elevadas del agua. En esta misma zona las diatomeas del género *Pseudo-nitzschia* alcanzaron sus máximas concentraciones en el verano de 2010 coincidiendo con las máximas concentraciones de amonio, tal y como se describe en el capítulo 4.2 de este trabajo. Su frecuencia y abundancia media se redujo significativamente en el verano de 2011 coincidiendo con los valores más bajos de concentración de amonio en la desembocadura del río Serpis y la bocana del Puerto, lo que corrobora la correlación de esta especie con el amonio descrita en el capítulo 4.2.

Eutreptiella gymnastica se encontró tanto en el interior de la instalación portuaria como en la playa Venecia, siendo una especie frecuente durante la estación estival. El género *Chattonella* volvió a encontrarse, en coherencia con Gadea *et al.* (2013) en la playa de Venecia y en la pluma del emisario submarino.



Capítulo 4.5

Caracterización general de la comunidad de fitoplancton en la zona costera de Gandia



4.5.1 Estructura de la comunidad fitoplanctónica.

Un total de 126 taxones diferentes se han identificado en 496 muestras: 214 muestras de las campañas que se realizaron en toda el área costera (campañas área costera abierta) y 282 muestras de las campañas que se realizaron en el interior de la instalación portuaria (campañas puerto). En las campañas del área costera abierta se han identificado 108 taxones diferentes y 98 en las campañas del puerto.

GRUPO	TAXONES			POTENCIALMENTE DAÑINOS	LISTA IOC
	ESTUDIO	ÁREA COSTERA ABIERTA	PUERTO		
Dinoflagelados	52	49	37	16	10
Diatomeas	43	42	39	13	1
Euglenofitas	2	2	2	1	0
Clorofíceas	9	3	9	0	0
Prasinofíceas	3	0	3	0	0
Haptofitas	3	3	1	2	1
Rafidofitas	5	2	2	1	1
Crisofitas	3	3	2	0	0
Dictyocales	5	3	3	0	0
Criptofitas	1	1	0	0	0

Tabla 4.5.1 Resumen composición taxonómica (nº especies).

La comunidad de fitoplancton se ha dividido en 10 grupos taxonómicos (tabla 4.5.1). Su composición porcentual en base a número de especies pertenecientes a los diferentes grupos por orden de importancia es la siguiente: Dinoflagelados (41.3%), diatomeas (34.1%), clorofíceas (7.4%), dictyocales (4.0%), rafidofitas (4.0%), haptofitas (2.4 %), prasinofíceas (2.4%), crisofitas (2.4%), euglenofitas (1.6%) y criptofitas (0.8%).

Dinoflagelados y diatomeas son los grupos más importantes en términos de riqueza específica. Los dinoflagelados son el grupo con mayor representación en cuanto a especies, un total de 52 taxones pertenecientes a 24 géneros diferentes (tabla 4.5.3). Los géneros con mayor representación son *Protoperidinium*, *Ceratium* y *Prorocentrum* con 11, 10 y 5 especies, respectivamente. Las especies de diatomeas identificadas pertenecen a 36 géneros diferentes. El género más representativo de diatomeas es *Chaetoceros* con 9 especies identificadas.

La composición porcentual en cuanto a la composición específica varía cuando diferenciamos las dos tipos de campañas que se han realizado en el estudio:

ÁREA COSTERA ABIERTA: Dinoflagelados (45.4%), diatomeas (38.9%), clorofíceas (2.8%), haptofitas (2.8%), crisofitas (2.8%), dictyocales (2.8%), euglenofitas (1.9%), rafidofitas (1.9%) y criptofitas (1.9%).

PUERTO: Diatomeas (39.8%), dinoflagelados (37.8%), clorofíceas (9.2%), prasinofíceas (3.1%), dictyocales (3.1%), euglenofitas (2.0%), rafidofitas (2.0 %), crisofitas (2%) y haptofitas (1%).

En las campañas del área costera abierta se encontraron 24 especies que no han sido identificadas en las campañas del puerto. Por otro lado, en el interior de la instalación

portuaria se encontraron 14 especies que no se dieron en el resto del área costera abierta (tabla 4.5.2).

En las campañas del área costera abierta los géneros *Ceratium* y *Protoberidinium* presentan una mayor diversidad de especies. Por otro lado, en el puerto hay mayor diversidad de clorofíceas, y las prasinofíceas son exclusivas del mismo. Estos dos últimos grupos pertenecen a la división clorofita y son característicos de aguas con salinidad baja.

ESPECIES EXCLUSIVAS "PUERTO"	ESPECIES EXCLUSIVAS "AREA COSTERA"
<p>DINOFLAGELADOS <i>Prorocentrum compressum</i> (Bailey) Abè ex Dodge <i>Protoberidinium conicum</i> (Gran) Balech <i>Dinophysis acuminata</i> (O.F. Müller) Nitsch</p> <p>CLOROFICEAS <i>Chlorococcum</i> sp. <i>Closterium</i> sp. <i>Eremosphaera</i> sp. <i>Enderina</i> sp. <i>Pediastrum</i> sp. <i>Zygnema</i> sp.</p> <p>PRASINOFICEAS <i>Halosphaera</i> sp. <i>Pterosperma</i> sp. <i>Pyramimonas</i> sp.</p> <p>DICTYOCALES <i>Dyctiocha speculum</i> Ehbrenberg <i>Dyctiocha staurodon</i> Ehbrenberg</p>	<p>DINOFLAGELADOS <i>Centrodinium maximum</i> Pavillard <i>Ceratium candelabrum</i> (Ehbrenberg) Stein <i>Ceratium extensum</i> (Gourret) Cleve <i>Ceratium enarctatum</i> E.G.Jørgensen <i>Ceratium karstenii</i> Pavillard 1907 (= <i>C. arcuatum</i> (Gourret 1883) Cleve 1900) <i>Heterodinium dispar</i> Kofoid & Adamson 1933 <i>Noctiluca scintillans</i> (Macartney) Kofoid & Swezy <i>Podolampas spinifera</i> Okamura <i>Protoberidinium crassipes</i> (Kofoid) Balech <i>Protoberidinium murrayi</i> (Kofoid) Hernández-Becerril <i>Protoberidinium pyriforme</i> (Paulsen) Balech <i>Protoberidinium sphaericum</i> (Murray & Whitting) Balech <i>Pyrocystis elegans</i> Pavillard <i>Spiraulax jollifei</i> (Murray & Whitting) Kofoid</p> <p>DIATOMES <i>Bleakeleya</i> spp. <i>Chaetoceros atlanticus</i> f. <i>audax</i> (Schütt) Gran <i>Chaetoceros concavicornis</i> Mangin <i>Chaetoceros peruvianus</i> Brightwell <i>Gossleriella tropica</i> Schütt <i>Hemidiscus</i> sp.</p> <p>HAPTOFITAS <i>Phaeocystis globosa</i> Scherffel</p> <p>DICTYOCALES <i>Ciliophrys infusionum</i> Cienkowski <i>Octactis octonaria</i> (Ehbrenberg) Hovasse</p> <p>CRIFTOFITAS <i>Telonema subtile</i> Greissmann</p>

Tabla 4.5.2 Especies exclusivas de cada campaña de muestreo. Especies potencialmente tóxicas y/o dañinas.

	CAMPANA PUERTO			CAMPANA AREA COSTI			TODAS LAS CAMPANAS		
	Np	% Av. (>0)	Max.	Np	% Np Av. (>0)	Max.	Abundancia total	Abundancia total	Abundancia total
DINOFLAGELADOS									
<i>Akashiwo sanguinea</i> Hirasaka	8	2.8	60	9	4.2	44	80	400	880
<i>Alexandrium</i>	22	7.8	160	15	7.0	85	200	1280	4808
<i>Centrodinium maximum</i> Pavillard				6	2.8	53	120	320	320
<i>Ceratium candellabrum</i> (Ehrenberg) Stein				4	1.9	50	80	200	200
<i>Ceratium eutarsiatum</i> E.G.Jørgensen				4	1.9	50	80	200	200
<i>Ceratium extensum</i>				1	0.5	40	40	40	40
<i>Ceratium furca</i> Ehrenberg	21	7.4	131	46	21.5	67	200	3080	5840
<i>Ceratium fusus</i> Ehrenberg	13	4.6	38	14	6.5	44	80	620	1120
<i>Ceratium longirostrum</i> Gouret	1	0.4	40	4	1.9	40	40	160	200
<i>Ceratium karstenii</i> Pavillard (Cleve 1900)				1	0.5	40	40	40	40
<i>Ceratium macroceros</i> Ehrenber									
<i>Ceratium trichoeros</i> Ehrenber									
<i>Ceratium tripos</i> Müller	4	1.4	40						
<i>Ceratium</i> sp.	1	0.4	20						
<i>Ceratium</i> sp.	1	0.4	40						
<i>Ceratium</i> sp.	3	1.1	73	7	3.3	31	40	220	260
<i>Dinophysis acuminata</i> (O.F. Müller) Nitsch									
<i>Dinophysis caudata</i> Saville-Kent	2	0.7	40	3	1.4	40	40	120	220
<i>Dinophysis sacculus</i> Stein	10	3.5	68	2	0.9	60	80	120	800
<i>Diplodactylis</i> sp.	2	0.7	40						
<i>Gonyaulax</i>	22	7.8	109	18	8.4	68	280	1220	3620
<i>Gymnodinium</i>	3	1.1	156	7	3.3	51	80	360	828
<i>Gyrodinium</i>	105	37.2	232	125	58.4	156	1200	19440	57456
<i>Heterodinium dispar</i> Kofoid & Adamson	22	7.8	64	30	14.0	89	420	2660	4060
<i>Heterocapsa</i> sp.				2	0.9	80	80	160	160
<i>Karenia</i> sp.	55	19.5	157	47	22.0	464	2120	21800	30268
<i>Noctiluca scintillans</i> (Macarmey) Kofoid & Swezy	5	1.8	152	3	1.4	53	80	160	920
				15	7.0	83	200	1240	1240

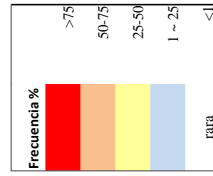


Tabla 4.5.3.a. Taxones identificados en el área de estudio. Np: número de muestras en las que el taxón está presente. %Np: Porcentaje del total de muestras donde el taxón está presente. (Av>0) Concentración media cuando el taxón está presente (cel l⁻¹). Máx. Máxima concentración alcanzada. Abundancia total: suma de la abundancia celular en todas las muestras tomadas (cel l⁻¹). *Especies potencialmente tóxicas y/o dañinas*. *Especies incluidas lista IOC (2009)*

Tabla 4.5.3b

	CAMPAÑAS PUERTO				CAMPAÑAS AREA COSTERA ABIERTA				TODAS LAS CAMPANAS				
	Np	% Np	Av. (>0)	Max.	Abundancia total	Np	% Np	Av. (>0)	Max.	Abundancia total	% Np	Max.	Abundancia total
DINOFLAGELADOS													
<i>Oryzoxum</i> sp.	6	2.1	53	80	320	rara	2	0.9	30	40	1.6	80	380
<i>Pentaparsodinium tyrrhenicum</i> Zingone et Marino	36	12.8	76	360	2720		23	10.7	92	280	11.9	360	4840
<i>Peridinium quinquecorne</i> Abé	7	2.5	14577	86320	102040		4	1.9	40	40	1.4	86320	102040
<i>Podolampas spinifera</i> Okamura						rara	2	0.9	40	40	0.8	40	160
<i>Polysirkos kofoidii</i> Chatton	7	2.5	43	80	300	rara	2	0.9	40	40	1.8	80	380
<i>Prorocentrum compressum</i> (Bailey) Abé ex Dodge	1	0.4	80	160	80						0.2	80	80
<i>Prorocentrum lima</i> (Ehrenberg) Stein	16	5.7	65	160	1040		12	5.6	57	120	5.6	160	1720
<i>Prorocentrum micans</i> Ehrenberg	75	26.6	164	940	12320		32	15.0	85	240	21.6	940	15040
<i>Prorocentrum minimum</i> (Pavillard) Schiller	12	4.3	166	816	1996		11	5.1	49	80	4.6	816	2536
<i>Prorocentrum triestinum</i> Schiller	79	28.0	514	9000	40620		15	7.0	76	280	19.0	9000	41760
<i>Prorocentrum</i> spp.	6	2.1	53	80	320		3	1.4	53	120	1.8	120	480
<i>Protoperidinium claudicans</i> (Paulsen) Balech	1	0.4	40	40	40	rara	2	0.9	40	40	0.6	40	120
<i>Protoperidinium conticum</i> (Gran) Balech	1	0.4	40	40	40						0.2	40	40
<i>Protoperidinium crassipes</i> (Kofoid) Balech	23	8.2	46	140	1060		11	5.1	47	80	2.2	80	520
<i>Protoperidinium diabolus</i> (Cleve) Balech	20	7.1	54	200	1080		35	16.4	168	560	11.7	560	6940
<i>Protoperidinium divergens</i> (Ehrenberg) Balech	11	3.9	80	444	884		6	2.8	60	120	5.2	200	1440
<i>Protoperidinium leonis</i> (Pavillard 1916) Balech											2.2	444	884
<i>Protoperidinium murrayi</i> (Kofoid) Hernández-Becerril	1	0.4	40	40	40	rara	1	0.5	40	40	0.2	40	40
<i>Protoperidinium punctatum</i> (Paulsen) Balech							3	1.4	40	40	0.8	40	160
<i>Protoperidinium pyriforme</i> (Paulsen) Balech							14	6.5	54	160	2.8	160	760
<i>Protoperidinium sphaericum</i> (Murray & Whitting) Balech							8	3.7	50	80	1.6	80	400
<i>Protoperidinium steinii</i> (Jørgensen) Balech	1	0.4	40	40	40		2	0.9	30	40	0.6	40	100
<i>Protoperidinium</i> spp.	4	1.4	180	560	720		10	4.7	46	80	2.8	560	1180
<i>Pyrocystis elegans</i>	4	1.4	35	40	140	rara	2	0.9	40	40	0.4	40	80
<i>Pyrophacus</i> sp.	153	54.3	604	10440	92342		89	41.6	202	1960	1.0	40	180
<i>Scrippsiella</i>						rara	1	0.5	80	80	48.8	10440	110342
<i>Spiraulax jolliffei</i>							29	13.6	101	800	5.8	800	2920
<i>Dinoflagelado n.i.</i>													

Tabla 4.5.3c

	CAMPAÑAS FUERTO			CAMPAÑAS AREA COSTERA ABIERTA			TODAS LAS CAMPAÑAS		
	Np	% Np Av. (>0)	Max. Abundancia total	Np	% Np Av. (>0)	Max. Abundancia total	% Np	Max.	Abundancia total
DIATOMEAS									
<i>Achnanthes</i> sp.	38	13.5	240	38	17.8	56	15.3	240	4200
<i>Amphora</i> spp.	33	11.7	1980	7	3.3	40	8.1	280	2260
<i>Astartiella</i> sp.	10	3.5	305	rara			2.0	1200	3050
<i>Asterionellopsis glacialis</i> (Castracame) Round	40	14.2	2108	42	19.6	5585	16.5	33280	318880
<i>Asteromphalus</i> spp.	rara	0.4	40	rara	0.9	200	0.6	200	280
<i>Bacillaria paxillifera</i> (Müller) Hendey	244	86.5	5706	178	83.2	3733	85.1	969505	2056607
<i>Bacteriastrium</i> sp.	13	4.6	54	rara	0.9	200	3.0	200	940
<i>Blakelleya</i> sp.	4	1.4	50	12	5.6	42	3.2	80	700
<i>Ceratolina pelagica</i> (Cleve) Hendey	5	1.8	360	77	36.0	1042	1.0	1200	1800
<i>Chaetoceros affinis</i> Lauder	108	38.3	8885	4	1.9	40	37.3	175760	1039757
<i>Chaetoceros atlanticus</i> f. <i>andax</i> (Schütt) Gran			959557	rara			0.8	40	160
<i>Chaetoceros concavicornis</i> Mangin				rara	0.5	40	0.2	40	40
<i>Chaetoceros danicus</i> Cleve	18	6.4	216	10	4.7	56	5.6	880	4440
<i>Chaetoceros simplex</i> Ostenfeld	2	0.7	160	1	0.5	20	0.6	280	340
<i>Chaetoceros socialis</i> Lauder	rara	0.4	40	rara			0.2	40	40
<i>Chaetoceros peruvianus</i> Brighwell	rara	0.4	40	10	4.7	56	2.2	80	600
<i>Coscinodiscus centralis</i> Ehrenberg	59	20.9	49	55	25.7	60	23.0	200	6200
<i>Cylindroeca closterium</i> (Ehrenberg) Reimann & Levin	121	42.9	218	75	35.0	113	39.5	2600	34920
<i>Diplonaxis</i>	73	25.9	83	9	4.2	53	16.5	640	6560
<i>Eucampia</i>	rara	0.4	160	6	2.8	127	1.4	240	920
<i>Fragilariopsis</i>	1	0.4	80	rara			0.4	80	160
<i>Gossilierella tropica</i> Schütt	rara			2	0.9	40	0.4	40	80

Tabla 4.5.3.d

	CAMPANAS PUERTO			CAMPANAS AREA ABIERTA			TODAS LAS CAMPANAS		
	Np	% Np	Max.	Np	% Np	Max.	% Np	Max.	Abundancia total
DIATOMIAS									
<i>Guinardia delicatula</i> (Cleve) Hasle	34	12.1	312	58	27.1	508	18.5	8920	40080
<i>Helicotheca tamesis</i> (Strubsole) Ricard	1	0.4	40	rara			rara	40	40
<i>Hemidiscus</i> spp.									
<i>Lauderia annulata</i> Cleve	1	0.4	160	rara	0.5	40	rara	40	40
<i>Lepocylindria mediterranea</i> (H. Peragallo) Hasle	79	28.0	274	35	16.4	187	23.0	800	6540
<i>Licmophora</i> spp.	44	15.6	53	16	7.5	399	12.1	5720	6380
<i>Melosira</i> spp.	45	16.0	1610	13	6.1	858	11.7	23240	83600
<i>Navicula</i> spp.	41	14.5	56	51	23.8	54	18.5	240	5060
<i>Nitzschia longissima</i> (Brébisson in Kützting)	18	6.4	153	9	4.2	236	5.4	1680	4880
<i>Odontella mobilitensis</i> (Bailey) Grunow	14	5.0	71	23	10.7	117	7.5	760	3700
<i>Planktoniella</i> sp.	1	0.4	40	rara	0.5	20	rara	40	60
<i>Pleurosigma</i> sp.	86	30.5	97	30	14.0	61	23.4	2704	10144
<i>Proboxia alata</i> (Brighwell) Sundström	193	68.4	887	140	65.4	161	67.1	40560	193844
<i>Pseudo-nitzschia</i>	83	29.4	10167	90	42.1	6059	34.9	408510	1389176
<i>Rhizosolenia</i>	23	8.2	70	40	18.7	117	12.7	480	6280
<i>Skeletonema costatum</i> (Greville) Cleve	57	20.2	812	38	17.8	815	19.2	11720	77240
<i>Siriactella unipunctata</i> (Lyngbye) Agardh	4	1.4	45	rara	0.5	3760	1.0	3760	3940
<i>Thalassionema nitschoides</i> (Grunow) Merschowsky	82	29.1	390	62	29.0	895	29.0	4640	93700
<i>Thalassiosira</i> spp. Grunow	19	6.7	902	12	5.6	403	6.3	8112	21972
<i>Thalassiarix</i>	6	2.1	267	1	0.5	40	1.4	1000	1640
<i>Bacillariophyceae</i> ni	212	75.2	424	85	39.7	84	59.9	40965	97085

Tabla 4.3.5e

	CAMPANA PUERTO			CAMPANA AREA COSTERA ABIERTA			TODAS LAS CAMPANAS		
	Np	% Np Av. (>0)	Max. Abundancia total	Np	% Np Av. (>0)	Max. Abundancia total	% Np	Max. Abundancia total	
EUGLENOFITAS									
<i>Eutreptiella gimnastica</i> Thronsen	86	30.5	280	47	22.0	191	26.8	5880	
<i>Eutreptia</i> spp.	33	11.7	88	111	51.9	116	29.0	440	
CLOROFICEAS									
<i>Chlorophyceae</i> spp.	27	9.6	29020	40	18.7	122	31.3	397340	
<i>Chlorococcium</i> sp.	8	2.8	370				1.6	2560	
<i>Closterium</i> sp.	17	6.0	3439				3.4	35145	
<i>Eremosphaera</i> sp.	1	0.4	20				0.2	20	
<i>Enderina</i> sp.	3	1.1	77				0.6	160	
<i>Pediastrum</i> sp.	3	1.1	20				0.6	20	
<i>Scenedesmus</i> sp.	14	5.0	8286	3	1.4	187	3.4	109240	
<i>Sphaerocystis</i> sp.	10	3.5	620	2	0.9	100	2.4	1960	
<i>Zygnema</i> sp.	2	0.7	110				0.4	160	
PRASINOFICEAS									
<i>Halosphaera</i> sp.	1	0.4	40				0.2	40	
<i>Pterospirina</i> sp.	1	0.4	40				0.2	40	
<i>Pyramimonas</i> sp.	13	4.6	36811				2.6	245832	
RAFIDOFITAS									
<i>Chaetoniella</i> sp.	29	10.3	98	99	46.3	345	25.8	4240	
<i>Chaetoniella subsalsa</i> B. Bricheker	19	6.7	109	2	0.9	60	4.2	720	
HAPTOFITAS									
<i>Phaeocystis</i> spp.	8	2.8	997691	4	1.9	105	0.8	300	
<i>Phaeocystis cf. cordata</i> Zingone & Chretiennot-Dinet			4547037				1.6	5E+06	
<i>Phaeocystis elobosa</i> Scherffel			7981525	2	0.9	60	0.4	80	
CRISOFITAS									
<i>Bicosoeca</i> sp.	1	0.4	240	8	3.7	70	1.8	240	
<i>Dinobryon balticum</i> (Schitt) Lemmermann	2	0.7	40	1	0.5	40	0.6	40	
<i>Dinobryon</i> spp.			80	25	11.7	126	5.0	300	
DYCTIOCALES									
<i>Ciliophrys infusianum</i>	3	1.1	40	1	0.5	40	0.2	40	
<i>Dyctiocha fibula</i> Ehrenberg	3	1.1	53	1	0.5	40	0.8	40	
<i>Dyctiocha speculum</i> Ehrenberg	1	0.4	40				0.8	80	
<i>Dyctiocha staurodon</i> Ehrenberg			40	7	3.3	120	0.2	40	
<i>Octactis octonaria</i> (Ehrenberg) Hovasse				2	0.9	60	1.4	320	
CRIFTOFITAS									
<i>Tetlonema subtile</i> Grützmann				2	0.9	60	0.4	80	

4.5.2 Densidad celular y frecuencia de especies.

Analizando de forma conjunta todas las campañas llevadas a cabo en este estudio, el grupo más importante desde el punto de vista de la abundancia celular fueron las haptofitas con un 51.5 % de la densidad total. Este porcentaje tan elevado es consecuencia de proliferaciones de especies del género *Phaeocystis* que tuvieron lugar en el Real Club Náutico de Gandia durante la primavera y el verano del año 2010. El segundo grupo en cuanto a abundancia son las diatomeas con un 35.8% y el grupo de los dinoflagelados contribuyen con un 2.6% al total de la densidad celular.

Si se omiten los registros de proliferaciones del género *Phaeocystis*, ya que se trata de un grupo que se encontraba en menos del 3% de las muestras (únicamente en el Real Club Náutico) y sus elevadas concentraciones modifican en gran medida los resultados del análisis de abundancia, el grupo más importante en cuanto a densidad celular serían las diatomeas con un 74.0 %, seguido de clorofíceas con un 13.1%, prasinofíceas con un 6.4% y dinoflagelados con un 5.5 %. Resulta de interés analizar la contribución de los diferentes grupos a la abundancia total estudiando por separado los dos tipos de campañas realizadas.

En las campañas del área costera abierta las diatomeas dominan claramente sobre la densidad celular total con un 91.6%, le siguen los dinoflagelados con un 4.8%. El resto de grupos suponen menos de un 1% de la densidad celular total.

En las campañas del puerto los porcentajes con los que contribuye cada grupo a la densidad celular total varían significativamente si se tienen en cuenta o no las proliferaciones del género *Phaeocystis*. Si éste es tenido en cuenta, la contribución de las haptofitas a la abundancia total es de un 58.7%, el segundo grupo más importante serían las diatomeas con un 28.1% y a éste le seguirían clorofíceas con un 7.1%, prasinofíceas con un 3.5% y dinoflagelados con un 2.3%. Si no se tienen en cuenta las proliferaciones del género *Phaeocystis* los porcentajes resultantes serían: diatomeas 68.0 %, clorofíceas 17.2%, prasinofíceas 8.5% y dinoflagelados 5.7%.

Como se puede observar, en ambas campañas las diatomeas son el grupo más importante en términos de abundancia. La contribución de los dinoflagelados a la abundancia es mayor en las campañas realizadas en el Puerto de Gandia (5.7%) que en los realizados en la campañas que engloban toda el área costera abierta (4.8%). Por otro lado, la influencia de las algas verdes (clorofíceas y prasinofíceas) sobre la densidad celular es claramente superior en el puerto (25.7%) que en el resto de la zona costera (<1%).

Si este mismo análisis se realiza a nivel de especie, la especie con mayor abundancia total en el área de estudio es *Phaeocystis cf. cordata*. Es importante comentar que pese a su elevada abundancia, sólo se ha dado en el 1.6% de las muestras tomadas en el computo global del estudio. Las diatomeas que más han contribuido a la densidad total son *Bacillaria paxillifer*, *Chaetoceros affinis* y el género *Pseudo-nitzschia*, con una ocurrencia de 85.1%, 37.3% y 34.9%, respectivamente. Los taxones de dinoflagelados que mayor abundancia han presentado han sido *Scripsiella*, *Gymnodinium* y *Prorocentrum triestinum* con una ocurrencia de 46.4%, 48.8% y 19.0 %, respectivamente.

Si únicamente se analizan los resultados de las campañas del área costera abierta, las diatomeas más abundantes varían muy poco con respecto a los resultados del estudio en general; *Asterionellopsis glacialis*, *Thalassionema nitzschioides* y *Skeletonema costatum* presentan una mayor contribución a la abundancia total en estas campañas. En el caso de los dinoflagelados destacan *Heterocapsa*, *Gymnodinium*, *Scripsiella* y *Protoperdinium diabolus*.

En el puerto la especie más importante en términos de abundancia es *Phaeocystis cf. cordata*, pero esta sólo fue hallado en un 2.9% de las muestras. Las especies de diatomeas más abundantes son muy similares a las comentadas en los dos apartados anteriores. En estas campañas las especies de dinoflagelados presentan una contribución mayor a la abundancia total de células destacando por orden de importancia: *Peridinium quinquecorne*, *Scripsiella*, *Prorocentrum triestinum* y *Gymnodinium impudicum*. Cabe decir que *Peridinium quinquecorne* pese a su abundancia elevada tiene una ocurrencia muy baja (2.5%). Las especies de los grupos clorofíceas y prasinofíceas presentan una mayor relevancia en términos de abundancia en la instalación portuaria que en el resto del área costera.

En términos de densidad media o abundancia media, si se tienen en cuenta las proliferaciones de *Phaeocystis*, la densidad de toda el área de estudio sería de 31229 cel l⁻¹, si estas no son tenidas en cuenta el valor sería de 15136 cel l⁻¹.

Si este mismo análisis es realizado para los diferentes tipos de campañas por separado, las campañas del área costera abierta presentarían una abundancia media de 8848 cel l⁻¹. Las campañas puerto tendrían una densidad media de 48213 cel l⁻¹ y 19909 cel l⁻¹, en función de si se tienen en cuenta o no las proliferaciones del género *Phaeocystis*. En cualquier caso, la abundancia media de fitoplancton expresada en cel l⁻¹ sería significativamente mayor en el interior de la instalación portuaria que en el resto del área costera de Gandía.

Si se estudian los dos grupos de fitoplancton más importantes, la densidad media de diatomeas en el área de estudio es de 11194 cel l⁻¹, mientras que para los dinoflagelados es de 916 cel l⁻¹.

Las diatomeas presentan en las campañas del área costera abierta una densidad media menor (7959 cel l⁻¹) que en las campañas del puerto (13781 cel l⁻¹). Los dinoflagelados también presentan en el puerto una densidad media mayor (1314 cel l⁻¹) que en el resto del área costera (445 cel l⁻¹).

Por otro lado, si se analizan los resultados obtenidos en términos de ocurrencia, o lo que es lo mismo porcentaje de muestras en las que se encuentran, los dos grupos más importantes en este estudio, serían también las diatomeas con un 99.5% y los dinoflagelados con un 90.1% (tabla 4.5.4). Estos porcentajes varían ligeramente en función de las campañas que se analicen. El porcentaje de ocurrencia tanto diatomeas como de dinoflagelados es menor en las campañas del puerto que en las campañas del área costera abierta, aunque sigue siendo un valor muy elevado.

	ESTUDIO ÁREA COSTERA PUERTO ABIERTA		
Dinoflagelados	90.1	93.6	85.8
Diatomeas	99.5	99.7	98.2
Euglenofitas	55.1	71.7	42.2
Clorofíceas	21.2	21.5	21
Prasinofíceas	3.8	0	6.7
Haptofitas	2.8	2.7	2.8
Rafidofitas	30	47.5	16.3
Crisofitas	7.6	15.5	1.4
Dictyocales	6.4	3.2	8.9
Criptofitas	1.4	1.8	0.8

Tabla 4.5.4. Porcentajes de ocurrencia de los diferentes grupos (%).

En cuanto a las euglenofitas, a pesar de que no es un grupo importante en términos de abundancia, su especies presentan una frecuencia elevada, ya que están presentes en un 55.1% de las muestras tomadas. Las clorofíceas se encontraron con una frecuencia similar tanto en las campañas del área costera abierta como en las campañas del puerto, mientras que las prasinofíceas únicamente estuvieron presentes en campañas llevadas a cabo en el puerto. Por último, mientras que las rafidofitas y crisofitas son más comunes en las campañas del área costera abierta, las dictyocales son más frecuentes en el puerto.

A nivel de especies, sólo 31 taxones del total de identificados se encontraron en más de un 10% de las muestras tomadas en este estudio. Las especies de diatomeas más importantes en términos de ocurrencia son: *Bacillaria paxillifer* (85.1%), *Proboscia alata* (67.1%), *Cylindrotheca closterium* (39.5%), *Chaetoceros affinis* (37.3) y el género *Pseudo-nitzschia* (34.9%). En el caso de los dinoflagelados destacan: *Scripsiella* (48.8%), *Gymnodinium* (46.7%), *Prorocentrum micans* (21.6%) y *Heterocapsa* (20.6%). Cabe destacar la euglenofita *Eutreptiella gymnastica* y el género de rafidofitas *Chatonella* que pese a no tener valores de abundancia muy elevados se hallaron en más de un 25% de las muestras.

4.5.3 Especies tóxicas y/o potencialmente dañinas.

De los 126 taxones identificados, 33 podrían producir efectos tóxicos o dañinos (toxicidad en seres humanos, ictiotóxicos, formadores de blooms, etc) (tabla 4.5.1). En la tabla 4.5.5 se muestra, de estos taxones, sus principales características tóxicas y/o dañinas, así como si se presentan de forma individual o formando colonias. Con un asterisco se destacan aquellas especies cuya concentración ha llegado a concentraciones en las que hay precedentes en cuanto a efectos tóxicos o dañinos sobre el ecosistema o se han iniciado medidas de mitigación o gestión en base a los datos mostrados en el Manual de Microalgas Marinas Dañinas (Hallegraef *et al.*, 2003). En general, estas concentraciones son de 100 cel l⁻¹ en el caso de *Alexandrium*, 500 cel l⁻¹ para *Gymnodinium*, 500 cel l⁻¹ para *Dinophysis* y *Prorocentrum lima*, 200000 cel l⁻¹ para *Pseudo-nitzschia*, 500 cel l⁻¹ para especies neurotóxicas y 200000 para ictiotóxicas. Cabe decir que estos valores han sido extraídos en base a la bibliografía existente y sólo pueden ser considerados como orientativos pues fluctúan de unos autores a otros.

Trece taxones de los identificados están incluidos en la Lista de Referencias Taxonómicas de Microalgas Dañinas del IOC (Intergovernmental Oceanographic Commission). Concretamente 10 dinoflagelados, 1 diatomea, 1 rafidofita y 1 haptofita (tabla 4.5.5). (Cuando se utiliza spp. se trata de especies pertenecientes a ese género pero que debido a la técnica de identificación utilizada no se puede asegurar que se trate de la especie concreta que figure en la lista IOC)

- *Alexandrium* spp. (Incluye *Alexandrium minutum* y otras especies de este género no identificadas)
- *Dinophysis acuminata*
- *Dinophysis caudata*
- *Dinophysis sacculus*
- *Gonyaulax* sp
- *Gymnodinium* spp. (hemos englobado *Gymnodinium* cf. *catenatum* y *Gymnodinium* cf. *impudicum* bajo la terminología *Gymnodinium* spp.)
- *Karenia* spp.
- *Prorocentrum lima*
- *Prorocentrum minimum*
- *Protoperdinium crassipes*
- *Pseudo-nitzschia* spp. (hemos englobado *Pseudo-nitzschia* cf. *pungens* así como *Pseudo-nitzschia* cf. *fraudulenta* y otras de este género no identificadas)
- *Chatonella subsalsa*
- *Phaeocystis globosa*

Los taxones potencialmente dañinos que se han determinado durante el estudio con una mayor frecuencia son los dinoflagelados de los géneros *Scrippsiella* y *Gymnodinium* con un 48.8% y un 46.4%, respectivamente. Les siguen las diatomeas *Cylindrotheca closterium* con un 39.5 %, *Pseudo-nitzschia* spp. con 34.9% y *Thalassionema Nitzschioides* con 29.0 %.

En términos de abundancia, destaca la haptophyta *Phaeocystis*, esta especie sólo está presente en el puerto, concretamente en el Real Club Náutico de Gandía, llegando a alcanzar concentraciones de 7981525 cel l⁻¹. El segundo taxón más importante son las diatomeas del género *Pseudo-nitzschia* presente tanto en el puerto como en el resto del área costera. Sus concentraciones máximas han estado en torno a las 400000 cel l⁻¹ y se han dado principalmente frente al canal de entrada del puerto, zona influenciada tanto por los aportes de las acequias y del río Serpis. En este punto también se da una mayor turbulencia por la presencia del final del espigón del puerto que interrumpe las corrientes del sureste y también por el tránsito de embarcaciones. La segunda diatomea más importante es *Asterionellpsis glacialis* alcanzando concentraciones máximas mucho menores que la anterior (33280 cel l⁻¹), y presenta valores de abundancia y ocurrencia similares en ambas campañas de muestreo. Otras diatomeas importantes desde el punto de vista de la abundancia son *Thalasionema nitzschioides* y *Skeletonema costatum*, la primera presenta abundancias similares en toda la zona de estudio pero las concentraciones de la segunda son claramente superiores dentro del puerto. En el caso de los dinoflagelados los más abundantes son los géneros *Scrippsiella* y *Gymnodinium*. Ambos alcanzan sus concentraciones más elevadas en la instalación portuaria.

Taxón	Grupo	Tipo celular	Daño	Campanías puerto		Campanías área costera abierta		Todas las campañas				
				%Np	Av. (>0)	Max.	%Np	Av. (>0)	Max.	%Np	Max.	Abundancia Total
<i>Akashiwo sanguinea</i>	DINO	i	bf	2.84	60	200	4.205607477	44	80	200	880	56
<i>Alexandrium sp.</i>	DINO	i	PSP, bf*	7.8	160	1160	7.0	85	200	1160	4808	130
<i>Ceratium fusus</i>	DINO	i	Fish-killing	4.6	38	80	6.5	44	80	80	1120	41
<i>Dinophysis acuminata</i>	DINO	i	DSP	1.1	73	80	1.4	40	40	40	200	73
<i>Dinophysis caudata</i>	DINO	i	DSP	0.7	40	40	0.9	60	80	240	800	67
<i>Dinophysis sacculus</i>	DINO	i	DSP	3.5	68	240	3.3	51	80	408	828	83
<i>Gonyaulax sp.</i>	DINO	i	NTX	1.1	156	408	3.3	51	80	2.0	408	83
<i>Gymnodinium spp.</i>	DINO	i/c	bf*	37.2	232	6400	58.4	156	1200	46.4	6400	250
<i>Heterosigma sp.</i>	DINO	i	bf*	19.5	157	1400	22.0	464	2120	20.6	30268	297
<i>Karenia spp.</i>	DINO	i	NSP	19.5	157	1400	22.0	464	2120	20.6	30268	115
<i>Noctiluca scintillans</i>	DINO	i	bf	1.8	152	520	1.4	53	80	1.6	520	83
<i>Prorocentrum lima</i>	DINO	i	DSP	5.7	65	160	5.6	57	120	5.6	22	61
<i>Prorocentrum micans</i>	DINO	i	bf	26.6	164	940	15.0	85	240	21.6	940	141
<i>Prorocentrum minimum</i>	DINO	i	NTX, bf	4.3	166	816	5.1	49	80	4.6	15040	110
<i>Prorocentrum tricinatum</i>	DINO	i	bf	28.0	514	9000	7.0	76	280	19.0	9000	444
<i>Protoperidinium crassipes</i>	DINO	i	AZP	5.1	47	80	5.1	47	80	2.2	80	47
<i>Scyphocella spp.</i>	DINO	i	bf*	54.3	604	10440	41.6	202	1960	48.8	110342	456
<i>Amphora spp.</i>	DIAT	i	ASP	11.7	60	280	3.3	40	40	8.1	280	57
<i>Asterionellopsis glacialis</i>	DIAT	c	bf*	14.2	2108	33280	19.6	5585	21640	16.5	33280	3889
<i>Chaetoceros anacardium</i>	DIAT	c	Fish-killing	0.5	40	40	0.5	40	40	0.2	40	40
<i>Chaetoceros damas</i>	DIAT	c	bf	6.4	216	880	4.7	56	120	5.6	880	4440
<i>Chaetoceros peruvianus</i>	DIAT	i	bf	0.4	40	40	4.7	56	80	2.2	80	54
<i>Coscinodiscus centralis</i>	DIAT	i	bf	20.9	49	160	25.7	60	200	23.0	200	74
<i>Ceratium pediculus</i>	DIAT	c	bf	1.8	360	1200	35.0	113	560	1.0	1200	360
<i>Cylindrocapsa closterium</i>	DIAT	i	bf	42.9	218	2600	27.1	508	8920	18.5	2600	178
<i>Gammaridion delicatula</i>	DIAT	c	bf	12.1	312	1480	42.1	6059	408510	34.9	408510	8030
<i>Pseudo-nitzschia spp.</i>	DIAT	i	ASP*	29.4	10167	396180	17.8	815	2920	19.2	77240	813
<i>Skellonema costatum</i>	DIAT	c	bf	20.2	812	11720	29.0	895	4640	29.0	4640	651
<i>Thalassiosira nitescensoides</i>	DIAT	c	bf	29.1	390	2400	5.6	403	1960	6.3	8112	709
<i>Thalassiosira spp.</i>	DIAT	c	bf	6.7	902	8112	22.0	191	1120	26.8	5880	248
<i>Eutropeia gymnostica</i>	FL	i	bf	30.5	280	5880	0.9	60	80	4.2	720	105
<i>Chaetoceros subaltus</i>	RAPH	i	Fish-killing	6.7	109	720	0.9	60	80	1.6	4547037	997691
<i>Phaeocystis cf. cordata</i>	HAPT	i	Fish-killing*	2.8	997691	4547037	0.9	60	80	0.40323	120	60
<i>Phaeocystis globosa</i>	HAPT	i	Fish-killing	2.8	997691	4547037	0.9	60	80	0.40323	120	60

Tabla 4.5.5. Características principales de los taxones potencialmente dañinos. Grupos taxonómicos: dinoflagelados(DINO), diatomeas (DIAT), rafidofitas (RAPH), flagelados (FL) y haptofitas (HAPT). Tipo de células: célula individual (i), formando cadenas o colonias(c); Efectos dañinos: Paralytic shellfish poisoning (PSP), Diarrhetic shellfish poisoning (DSP), Amnesic shellfish poisoning (ASP), Neurotoxic (NTX), Azasparacid shellfish poisoning (AZP), (fish killing) ictiotóxica y formadora de blooms (bf), * indica concentraciones elevadas. % Np: frecuencia de aparición; Av>0: concentración media cuando las células son detectadas (cel l⁻¹); Max.: Máxima concentración celular (cel l⁻¹)

4.5.4. Discusión.

En este estudio se han identificado 126 especies de fitoplancton pertenecientes a 10 clases diferentes de algas, mayoritariamente dinoflagelados y diatomeas, con 52 y 43 especies respectivamente

En cuanto a los dinoflagelados, los géneros con más representación fueron *Protoperidinium*, *Ceratium* y *Prorocentrum* con 11, 10 y 5 especies respectivamente. El género más representativo de diatomeas fue *Chaetoceros* con 9 especies. En las campañas llevadas a cabo en el área costera abierta, excluyendo el interior de la instalación portuaria, los dinoflagelados presentaron una mayor diversidad en cuanto a especies y en las campañas del puerto se dio una mayor diversidad en cuanto a especies de la división clorofita (clorofíceas y prasinofíceas).

La abundancia media de fitoplancton en el estudio fue de 31229 cel l⁻¹ y los valores fueron significativamente mayores en el interior de la instalación portuaria que en el resto del área costera de Gandia.

Las diatomeas fueron el grupo dominante en términos de abundancia, si no se tienen en cuenta las proliferaciones puntuales de la haptofita *Phaeocystis cf. cordata*, proliferaciones que tuvieron lugar en el Real Club Náutico de Gandia. Las diatomeas contribuyeron con un 74.0 % a la abundancia total, seguido de clorofíceas con un 13.1%, prasinofíceas con un 6.4% y dinoflagelados con un 5.5 %. Estos porcentajes de abundancia son similares a los mostrados por Pachés (2010) en diversas masas de aguas costeras de la Comunidad Valenciana, siendo un poco más elevados en este estudio los porcentajes de clorofíceas y dinoflagelados.

Si se realiza una revisión de estudios previos, se observa que las diatomeas, en general son especies de crecimiento rápido en condiciones no limitantes de nutrientes (Pachés, 2010) y suelen dominar en aguas costeras templadas (Muylaert *et al.*, 2009) y en las que se den concentraciones suficientes de nutrientes y concretamente sílice (Edge, 1998). Concretamente, el área costera de Gandia presenta importantes aportes de sílice tanto a través del río Serpis así como por los canales que drenan el Marjal de la Safor (Sebastiá *et al.*, 2013; Gadea *et al.*, 2013), como por medio de la descarga subterránea del acuífero de la Plana Gandia-Denia.

La diatomea *Bacillaria paxillifer* es la especie de mayor frecuencia (85.1%) y abundancia media (4873 cel l⁻¹). El género *Pseudo-nitzschia* se encuentra entre los taxones con mayor frecuencia (34.9%) y abundancia media (8030 cel l⁻¹). Este género también fue observado con elevada frecuencia y abundancia por Puigserver *et al.* (2010) en el archipiélago Balear. Según Puigserver *et al.* (2010) las concentraciones elevadas de nutrientes junto con un ambiente turbulento pueden favorecer un bloom de diatomeas, condiciones que se dan en la zona de entrada del puerto en la que se produjeron las mayores proliferaciones de especies del género *Pseudo-nitzschia*. Otras especies representativas en términos de abundancia fueron *Asterionellopsis Glacialis*, *Chaetoceros affinis*, *Thalassionema nitzschioides* y *Skeletonema costatum*.

En cuanto a los dinoflagelados los taxones más importantes en términos de abundancia fueron *Scrippsiella* sp., *Gymnodinium* cf. *impudicum*, *Heterocapsa* spp. *Prorocentrum triestinum* y *Protoperidinium diabolus*. En general, las especies de dinoflagelados alcanzaron mayores concentraciones en la zona del puerto de Gandía que en el resto del área de estudio.

En términos de frecuencia los dos grupos más importantes fueron diatomeas y dinoflagelados, que se encontraron en un 99.5 y un 90.1% de las muestras tomadas. Las euglenofitas presentaron un 55.1% y las clorofíceas un 21%. Rafidofitas y crisofitas fueron menos comunes en el interior de la instalación portuaria mientras que las dictyocales fueron más frecuentes en el puerto.

Euglenofitas, prasinofíceas y clorofíceas se hallaron principalmente en zonas de aportes de aguas dulces y bajo hidrodinamismo. Las euglenofitas han sido observadas en otros sistemas eutrofizados donde han sido relacionadas con altos niveles de nutrientes y baja turbulencia (Olli *et al.*, 1996; Celik y Ongun, 2007, Sebastiá *et al.*, 2012b) como es el caso de la playa de Venecia, zona de desembocadura del río Serpis. Por otro lado, las clorofitas son características de aguas salobres y contaminadas y su distribución está asociada con plumas de agua dulce (Soler *et al.*, 1995; Hamilton *et al.*, 2011); además, de acuerdo con Ramírez *et al.* (2005) altas tasas de la relación molar DIN:DIP favorecen el desarrollo de las mismas. Estas condiciones se dan en la zona de desembocadura del río Serpis y de forma aún más marcada en el interior del Puerto de Gandía.

Durante el periodo de estudio, treinta y tres especies potencialmente tóxicas o dañinas fueron registradas. De entre ellas, trece están incluidas en la Lista de Referencias Taxonómicas de Microalgas Dañinas del IOC (Intergovernmental Oceanographic Commission), la mayoría de ellas dinoflagelados. Estos dinoflagelados llegaron a alcanzar concentraciones elevadas (> 500 cel l⁻¹) en el interior del Puerto de Gandía. Es conocido que las proliferaciones de dinoflagelados están asociadas con elevadas concentraciones de nutrientes y condiciones de baja turbulencia (Figueiras *et al.*, 2006). Los taxones potencialmente dañinos que han encontrado durante el estudio con una mayor frecuencia son los dinoflagelados *Scrippsiella* spp. y *Gymnodinium* spp. con un 48.8% y un 46.4%, respectivamente. Les siguen las diatomeas *Cylindrotheca closterium* con un 39.5 %, *Pseudo-nitzschia* spp. con 34.9% y *Thalassionema Nitzschioides* con 29.0 %.

El género *Scrippsiella* es un género común en las aguas costeras del Mar de Alborán (Mercado *et al.*, 2005) y del Mar Catalán (Vila y Masó *et al.*, 2005). Las máximas concentraciones de este género se dieron en el puerto y fueron de orden de aquellas observadas por Vila y Masó (2005) en diferentes puertos la Costa Catalana.

En cuanto al género *Gymnodinium* según Soler *et al.* (1995), sus proliferaciones parecen estar relacionadas con descargas continentales (baja salinidad y entrada de micro y macro nutrientes). Este género alcanzó las 6400 cel l⁻¹ en el puerto, este valor es mucho más bajo que los valores registrados en los puertos del Mar Catalán estudiados por Vila y Masó *et al.* (2005) y por Soler *et al.* (1995) en la playa de pinedo en Valencia y del orden de las concentraciones registradas en el Mar de Alborán por Mercado *et al.* (2005).

Otro género de dinoflagelados tóxicos que fue detectado en la zona de estudio fue *Alexandrium*, llegando a alcanzar concentraciones de 1160 cel l⁻¹ en el interior del Puerto de Gandia, pero nunca concentraciones tan elevadas como las alcanzadas por *Alexandrium minutum* y *Alexandrium catenella* en diferentes puertos de Cataluña, como es el caso del Puerto de Arenys de Mar (33421 10⁶ cel l⁻¹) (Bravo *et al.*, 2008).

Las diatomeas tóxicas del género *Pseudo-nitzschia*, el cual sintetiza la toxina ASP (ácido domoico) (Anderson, 2009), alcanzaron concentraciones de 408 x 10³ cel l⁻¹ en el canal de entrada del puerto. Diferentes especies del género *Pseudo-nitzschia* fueron observadas también en concentraciones elevadas en el puerto de Valencia por Assadi *et al.* (2007) y en diferentes puertos del Mar Mediterráneo noroccidental (Vila y Masó, 2005).

En términos de abundancia, destacan las proliferaciones de la haptophyta *Phaeocystis cf. cordata*, que apareció únicamente en el Real Club Náutico de Gandia. Tuvieron lugar 3 eventos y en uno de ellos llegó alcanzar la concentración de 7.9 10⁵ cel l⁻¹. Este género está asociado con la formación de espumas en las zonas costeras y también con la muerte de peces por la producción de sustancias ictiotóxicas. Las concentraciones alcanzadas fueron del orden de 4.7 10⁵ cel l⁻¹, coincidiendo con las registradas en el puerto de Mao en el 2000 (Puig y Moyà, 2000) y con los valores máximos obtenidos en el Golfo de Nápoles en series temporales llevadas a cabo por Zingone *et al.* (1999).



Capítulo 5

Conclusiones



5.1 Conclusiones

A continuación se resumen las principales conclusiones obtenidas en este trabajo.

Respecto a la entrada de nutrientes y su variabilidad espacial y temporal.

El uso del suelo en la zona de estudio condiciona los aportes de nutrientes a la zona costera de Gandía, siendo los usos principales el agrícola y el urbano. La actividad agrícola es la principal fuente de nitratos aunque también lleva asociada el aporte de fósforo por el abonado de los cítricos durante invierno tardío y primavera y los tratamientos fitosanitarios con organofosforados que se realizan durante el verano.

El índice de estado trófico de los sistemas acuáticos TRIX aplicado a la costa de Gandía muestra una condición oligotrófica, excepto en la instalación portuaria, la desembocadura del río Serpis en la playa Venecia y la pluma del emisario de la depuradora donde la condición fue mesotrófica. En el Puerto de Gandía durante los meses de menor actividad agrícola y turística (noviembre, diciembre y enero) se observa como la condición mejora pasando de estado mesotrófico a oligotrófico. Por otro lado, atendiendo a la clasificación de la Agencia Ambiental Europea (EEA), que evalúa en función de la concentración de nitratos, las zonas que anteriormente hemos clasificado como mesotróficas tendrían una calidad del agua mala y pobre.

En general, los niveles de sílice observados en la zona costera de Gandía fueron superiores a los de otras zonas costeras del Mediterráneo occidental, y son consecuencia no sólo de la meteorización de silicatos terrestres sino también de la disolución de sílice de origen biogénico cuya fuente principal es la vegetación natural del Marjal de la Safor, y que tras el proceso de descomposición de la materia orgánica acumulada, permanece en el suelo y es lixiviada hasta el acuífero.

El fósforo es generalmente el nutriente limitante en la zona de estudio. Sin embargo, durante las estaciones secas (invierno y verano) en las zonas más alejadas de la Playa l'Air el sílice se mostró como limitante a consecuencia de la reducción de los aportes tanto superficiales como subterráneos. En otoño, con el incremento de las precipitaciones, aumentó la proporción de muestras donde no hay limitación potencial por ninguno de los nutrientes.

Los datos de caudal registrados por el SAIH para el río Serpis, a 20 km de la desembocadura mostraron un río que sólo presentaría caudal en su desembocadura durante la primavera. Sin embargo, este estudio detectó aportes de agua dulce tanto en otoño como en verano en su desembocadura en la Playa Venecia. En otoño, cualquier episodio de fuertes precipitaciones, característicos de esta región, genera escorrentías en esos 20 Km aguas abajo de la estación de aforo. Pero además, dado que la mayor parte del área urbana de Gandía no tiene una separación de colectores de pluviales y de aguas residuales, con eventos de fuertes precipitaciones, se supera no sólo la capacidad de tratamiento de la EDAR, sino del sistema de bombeo del emisario submarino, por lo que los excesos de caudal son aliviados al tramo final del río Serpis. Los datos de otoño en la Playa de Venecia, con mayores concentraciones de nitratos y sílice, son coherentes con estos hechos. Por otro lado, en verano el aumento de la población debido al turismo residencial en el área de estudio genera un aumento de caudal de aguas residuales volviéndose a superar la capacidad de tratamiento de la EDAR y también la del bombeo del emisario submarino. En esta época se detectan descargas de efluentes de la misma directamente al río Serpis a través del aliviadero de la estación de bombeo del

emisario submarino. Y puesto que no existe ninguna dilución con las escorrentías por precipitaciones como en el caso anterior, se observan mayores concentraciones de DIP con respecto a otras zonas no sometidas a aportes de origen residual, así como de forma más acusada de TP y amonio.

La Playa de Venecia, es una zona fuertemente confinada sometida a los aportes del río Serpis y cuyo elevado tiempo de residencia permite una acumulación elevada de nutrientes y un mayor intercambio con el sedimento debido a la escasa profundidad de la columna de agua (< 5m). En esta zona se dieron las concentraciones más elevadas de sílice, especialmente durante las épocas lluviosas (primavera y otoño) llegando a una concentración de 28.11 μM . La concentración de nitratos en esta zona sólo fue superada por los valores registrados en el Puerto de Gandia, e incluso durante el verano llegó a superar los valores del Puerto llegando a concentraciones de 26.65 μM . De igual modo, las concentraciones de DIP y amonio registradas en esta zona, solo fueron superadas por los valores registrados en la zona del emisario, y fueron especialmente elevadas en verano consecuencia de los vertidos de las aguas parcialmente tratadas de la estación depuradora. En invierno, la concentración de DIP llegó a superar los valores de la pluma del emisario, algo que podría ser debido al bajo hidrodinamismo y condiciones de viento, que permitieron que una concentración excepcionalmente alta de este nutriente.

Sólo se observaron aportes del río Vaca a la playa l'Auir en el verano de 2009 consecuencia de los vertidos de la acequia Auir al mismo debido a los riegos de verano. La baja salinidad registrada en el otoño de 2010 en la zona cercana a la desembocadura, que estaba cerrada, así como en la zona de swash (36.1 g kg^{-1}), pondrían de manifiesto las entradas difusas de agua subterránea procedentes del acuífero de la Plana Gandía-Denia, principalmente durante las épocas lluviosas.

Mientras que en las zonas sometidas a aportes de agua dulce el nitrato fue la forma de nitrógeno inorgánico dominante, en la pluma del emisario se observó una predominancia de la forma amoniaca a excepción de la campaña de otoño de 2011 en la que la concentración de nitratos igualó a la de amonio, probablemente por la recogida de las aguas pluviales por el sistema de alcantarillado. Por otro lado, en la pluma del emisario submarino también se registraron valores de DSi superiores a los característicos de las aguas de origen antropogénico, principalmente en otoño debido al sistema de colectores conjunto de aguas residuales y pluviales.

Los aportes de la red de canales que drenan el Marjal de la Safor al Puerto de Gandia fueron especialmente ricos en DIN y DSi. El aporte medio de DIN fue de 123.80 kg día^{-1} , llegando a un máximo de 430.50 kg día^{-1} . El aporte medio de DSi fue de 55.70 kg día^{-1} y el máximo de 266.97 kg día^{-1} . Los aportes más elevados de ambos nutrientes, aunque de forma más acentuada en el caso del nitrógeno, se dieron durante el periodo de fertilización de los cítricos (invierno tardío y primavera). Además fuertes episodios de precipitación producían incrementos en los aportes de ambos nutrientes por un aumento de los bombeos.

Los aportes de TP al Puerto por parte de las acequias son significativamente inferiores a los de sílice y nitrógeno. El aporte medio de TP fue de 1.10 kg día^{-1} con un máximo de 7.40 kg día^{-1} . En primavera, se observaron incrementos en los aportes asociados con el periodo de abonado, sin embargo, los máximos valores se alcanzaron en verano coincidiendo con la aplicación de fitosanitarios organofosforados y el vertido de aguas residuales a las acequias de las viviendas ubicadas en el Marjal, que carecen de sistema de

alcantarillado y son utilizadas como segunda residencia. Esta llegada de fósforo fue rápidamente consumida y traducida en un incremento de biomasa fitoplanctónica (concentración de clorofila *a* 21.83 $\mu\text{g l}^{-1}$) e incrementos de TP (8.44 μM).

Los aportes de nitratos y nitritos así como de fósforo total presentaron una correlación positiva con la concentración de estos en las aguas superficiales del Puerto, a excepción de la estación ubicada justo en el punto de vertido de las acequias de mayor aporte (acequias Rei-Nova y Auir). Las concentraciones de nitratos y sílice en el Puerto sólo fueron superadas por las registradas en la desembocadura del río Serpis en la Playa Venecia en las épocas lluviosas. Para todos los nutrientes se observa una disminución de la concentración conforme nos alejamos de la zona de aporte de las acequias hasta que llegamos al mar, aunque de forma más acusada se observa para el nitrógeno y la sílice.

Las concentraciones en superficie de nitratos, nitritos, TP y DSi fueron generalmente superiores a las observadas en el fondo. Sin embargo, las concentraciones de amonio y DIP en profundidad en la zona donde los pescadores llevan a cabo las tareas de descarte de la pesca y que coincide con la zona de vertido de las acequias llegaron a superar, principalmente durante los meses estivales, las concentraciones medidas en superficie. Esta acumulación de materia orgánica llevaría asociada procesos bióticos de mineralización con la consecuente liberación de fósforo y amonio. Esta interacción entre el sedimento y la columna de agua podría justificar la ausencia de correlación entre los aportes de DIN por las acequias y la concentración de nitrógeno en la zona de recepción.

Respecto a la comunidad de fitoplancton en el área costera abierta.

Se identificaron 108 especies de fitoplancton pertenecientes a 9 clases diferentes de algas, principalmente dinoflagelados y diatomeas, con 49 y 42 especies respectivamente.

La abundancia media de fitoplancton fue de 8848 cel l^{-1} alcanzando un máximo de $41 \times 10^4 \text{ cel l}^{-1}$. Las máximas concentraciones se registraron en la zona ubicada frente a la bocana del Puerto y en la desembocadura del río Serpis en la Playa Venecia. Las diatomeas dominaron claramente sobre la densidad celular total con un 91.6%, seguida de los dinoflagelados con un 4.8%. El resto de grupos suponen menos de un 1% de la densidad celular total.

La abundancia de las diatomeas no mostró el típico patrón estacional con máximas abundancias en primavera y mínimas en verano. En general, los valores más elevados se dieron en otoño e invierno pero su abundancia en verano no disminuyó significativamente, siendo incluso mayor que en primavera. Parece ser que el factor clave que mantiene la población en verano es la continua disponibilidad de sílice por los aportes difusos del acuífero (incluso durante el periodo seco). Las diatomeas más abundantes fueron; *Asterionellopsis glacialis*, *Thalassionema nitzschioides*, *Bacillaria paxillifer*, *Chaetoceros affinis*, el género *Pseudo-nitzschia* y *Skeletonema costatum*.

La variación estacional de la comunidad de fitoplancton muestra como en verano, los dinoflagelados se identificaron principalmente en la zona de la desembocadura del río Serpis coincidiendo con los vertidos de aguas residuales al mismo; en otoño, en la playa l'Auir cuando las descargas de agua subterránea fueron mayores; en invierno tardío, en el Puerto coincidiendo con el inicio del periodo de fertilización los cultivos del Marjal de la Safor; y en primavera, alcanzaron sus máximas abundancias absolutas y relativas en todo el área, aunque principalmente en el Puerto. Por otro lado, las euglenofíceas se dieron principalmente en las

estaciones lluviosas (primavera y otoño) y las clorofíceas en primavera. Los dinoflagelados más abundantes fueron *Heterocapsa*, *Gymnodinium*, *Scrippsiella* y *Protoperdinium diabolus*.

La variación espacial muestra como euglenofíceas, prasinofíceas y clorofíceas se detectaron principalmente en las zonas de aportes de aguas dulces y bajo hidrodinamismo, como son el Puerto de Gandía y la Playa Venecia. Las rafidofíceas se dieron en las zonas de aportes de aguas residuales como la desembocadura del río Serpis y la pluma del emisario submarino. En las zonas de entradas aguas dulces durante el verano aumentaron las densidades de dinoflagelados, rafidofíceas y euglenofíceas y disminuyeron las de diatomeas.

La zona costera de Gandía presentó un incremento significativo de la clorofila *a* y el TP durante el invierno tardío e inicio de primavera coincidieron con el periodo de fertilización y aplicación de fósforo a los campos de cultivo. Puede que estos aportes de fósforo fueran rápidamente consumidos e incorporados como biomasa ya que este nutriente fue en general el limitante de la producción primaria en esta zona.

Las zonas influenciadas por escorrentías continentales (naturales o antropogénicas), como son la playa Venecia y el Puerto de Gandía, presentaron concentraciones de clorofila *a* más elevadas que las aguas de su entorno como resultado de esta fertilización. En la Playa de Venecia las concentraciones más elevadas de clorofila *a* ($1.85 \mu\text{g l}^{-1}$ - $3.58 \mu\text{g l}^{-1}$) se dieron en verano, coincidiendo con el periodo de vertido del efluente de la depuradora. Vertidos puntuales ricos en nutrientes, como consecuencia de actuaciones agrícolas, por parte del río Vaca en la Playa l'Air como el de julio de 2009 pueden dar lugar a incrementos en la producción primaria, pero no tan acusados como los registrados en zonas de menor hidrodinamismo como la playa Venecia o el Puerto de Gandía. Por otro lado, se observó una discrepancia entre elevadas concentraciones de nutrientes y baja respuesta biológica en la pluma del emisario submarino ($0.03 \mu\text{g l}^{-1}$ - $1.50 \mu\text{g l}^{-1}$). Las bacterias podrían haber prevalecido sobre el fitoplancton ya que en el caso de bajos tiempos de retención no es posible el crecimiento del fitoplancton aunque se den altos niveles de nutrientes tal y como se ha probado en otros estudios de los efectos de los emisarios submarinos.

Respecto a la comunidad de fitoplancton del Puerto de Gandía.

El Puerto de Gandía presenta unas condiciones particulares como son su bajo hidrodinamismo, un aporte de nutrientes a través del sistema de drenaje regulado del Marjal de Gandía, así como por los procesos de mineralización de la materia orgánica acumulada en sus sedimentos consecuencia los trabajos de descarte de los pescadores locales. Estas condiciones hacen que su comunidad de fitoplancton presente diferencias significativas con respecto al resto del área costera de Gandía, tanto en su composición como en su densidad.

Se identificaron 98 especies de fitoplancton pertenecientes a 10 clases diferentes de algas, fundamentalmente diatomeas y dinoflagelados. La primnesiofícea *Phaeocystis cf. cordata* fue una especie con muy baja frecuencia, sin embargo fue la especie que alcanzó las concentraciones más elevadas con $44 \times 10^5 \text{ cel l}^{-1}$. Otras especies que destacaron por sus elevadas abundancias celulares fueron las diatomeas *Pseudo-nitzschia cf. pungens*, *Bacillaria paxillifer* y *Chaetoceros affinis* así como los dinoflagelados *Scrippsiella cf. trochoidea*, *Gymnodinium cf. impudicum*, *Prorocentrum triestinum* y *Peridinium quinquecorne*.

La abundancia media de fitoplancton fue significativamente mayor en el interior de la instalación portuaria (48213 cel l^{-1}) que en el resto del área costera de Gandia (8848 cel l^{-1}). Por grupos, diatomeas y dinoflagelados presentaron mayores concentraciones en la instalación portuaria que en el área costera abierta, dictyocales se dieron también en mayores densidades mientras que las prasinofíceas sólo se identificaron aquí y no en el resto de área costera.

La concentración de clorofila *a* ($0.04 \mu\text{g l}^{-1}$ - $19.30 \mu\text{g l}^{-1}$) y su variación estacional, con valores máximos primaverales, fue similar al patrón observado en áreas costeras de transición y fue del orden de las obtenidas en otras aguas estuarinas eutrofizadas. Se observó una correlación positiva entre los aportes de nitrógeno y fósforo de las acequias con la concentración de este indicador de biomasa en la zona de vertido. Por otro lado, las altas concentraciones de clorofila *a* en las muestras de fondo en las zonas de mayor acumulación de materia orgánica hacen pensar la existencia de una relación entre ambos parámetros.

Las máximas densidades fitoplanctónicas se alcanzaron en la estación primaveral en la zona de vertido de las acequias Auir y Rei-Nova tanto en superficie como en profundidad ($26 \times 10^4 \text{ cel l}^{-1}$), en el Real Club Náutico de Gandia ($44 \times 10^5 \text{ cel l}^{-1}$) y en la estación ubicada frente a la bocana del Puerto y próxima a la desembocadura del río Serpis ($41 \times 10^4 \text{ cel l}^{-1}$).

La comunidad de fitoplancton fue frecuentemente dominada por diatomeas aunque se produjo una alternancia en el dominio con los dinoflagelados en los meses de mayo, junio, julio, y agosto especialmente. Según el resultado del RDA, la clorofila *a* y el DIP muestran un gradiente desde una zona con elevadas concentraciones de clorofila *a* y bajas de DIP donde aparecen principalmente diatomeas y dinoflagelados hacia una zona con mayores concentraciones de DIP y valores más bajos de clorofila *a* donde las concentraciones de estos grupos son menores, pero donde aparecen otros grupos como son las criptofíceas, crisofíceas, dictyocales y prasinofíceas. Por otro lado, los factores que condicionaron la alternancia de dinoflagelados y diatomeas en el dominio de la comunidad fueron la salinidad, las precipitaciones previas y los aportes de fósforo por la red de acequias. De manera que los eventos de precipitaciones favorecían las diatomeas e incrementos de salinidad y aportes de fósforo por las acequias a los dinoflagelados, alcanzando estos últimos sus máximas densidades en la zona de vertido de las acequias.

Respecto a las especies potencialmente dañinas y formadoras de blooms.

Durante el periodo de estudio, treinta y tres especies potencialmente tóxicas y/o dañinas fueron registradas, siendo la mayoría de ellas dinoflagelados. Los taxones potencialmente dañinos que se registraron con una mayor frecuencia fueron los dinoflagelados de los generos *Scrippsiella* y *Gymnodinium* y las diatomeas *Cylindrotheca closterium*, *Pseudo-nitzschia spp.* y *Thalassionema Nitzschioides*.

Los dinoflagelados potencialmente dañinos aumentaron sus concentraciones cuanto mayor fue la radiación y la temperatura, y se vieron favorecidos en el caso del mar abierto por las precipitaciones. Se dieron con mayor frecuencia y en mayores concentraciones celulares en primavera, aunque en el Puerto también lo hicieron en verano cuando se produjeron incrementos en los aportes de fósforo.

Las diatomeas potencialmente dañinas estuvieron favorecidas por elevadas concentraciones de nitratos y bajas temperaturas, alcanzando sus mayores concentraciones

en otoño e invierno, a excepción del género *Pseudo-nitzschia* que proliferó tanto en primavera como en verano.

Tres taxones alcanzaron concentraciones que según Hallegraef *et al.* (2003) han producido efectos nocivos sobre la biota o ha sido necesaria la realización de medidas de mitigación en otras zonas costeras. Estos fueron *Phaeocystis cf. cordata*, *Pseudo-nitzschia cf. pungens* y *Alexandrium cf. minutum*.

La haptofita *Phaeocystis cf. cordata* fue la especie que alcanzó las mayores densidades (79×10^5 cel l⁻¹), y lo hizo a finales de primavera y comienzos de verano en el Real Club Náutico sin observarse ningún efecto sobre el ecosistema. *Phaeocystis cordata* aparece asociada con la ratio DSi:DIN y la temperatura, aumentando su densidad al aumentar el valor de estas variables. Este género es un indicador del enriquecimiento en nutrientes del litoral mediterráneo y sus proliferaciones pueden dar lugar a problemas de formación de las llamadas “espumas de phaeocystis”, que se acumulan en las costas y pueden perjudicar las tareas de pesca. Este género también ha estado relacionado con la mortandad de peces por la producción de ictiotoxinas (azaspirácidos).

La diatomea productora de ASP (ácido domoico, tóxica amnésica por consumo de moluscos) *Pseudo-nitzschia cf. pungens* alcanzó concentraciones de 41×10^4 cel l⁻¹ frente a la bocana del Puerto y 26×10^4 cel l⁻¹ en la zona de vertido de las acequias al mismo. Se observó una influencia positiva de las diferentes formas de nitrógeno inorgánico principalmente nitratos y amonio sobre el crecimiento de este género.

El dinoflagelado *Alexandrium cf. minutum*, especie productora de PSP (toxina paralizante de los moluscos), fue detectada en la zona de descarga de las acequias Rei-Nova y Auir en el Puerto de Gandía principalmente durante los meses de junio y julio alcanzando una concentración máxima de 1160 cel l⁻¹. Esta especie parece estar asociada con el enriquecimiento en nutrientes por entradas de aguas dulces, viéndose favorecida con altos niveles de nitratos y bajas concentraciones de amonio.

5.2 Futuras líneas de investigación

En base a los resultados obtenidos en esta tesis, se plantean las siguientes líneas de investigación:

El estudio del papel de otras entradas de nutrientes, que no se han tenido en cuenta en este estudio, sobre la comunidad de fitoplancton de esta zona costera como son: la entrada de nutrientes procedentes de los procesos bénticos de remineralización de la materia orgánica acumulada en el sedimento o la entrada que se produce mediante deposición atmosférica.

El estudio del rol de los quistes latentes acumulados en el sedimento sobre las floraciones de dinoflagelados en las zonas de mayor confinamiento de la costa de Gandía como son el Puerto y la Playa de Venecia.

La implementación, en las zonas donde se han detectado concentraciones elevadas de especies potencialmente dañinas y/o tóxicas en este estudio, de un sistema de monitoreo de las floraciones algales marinas, toxinas marinas y otras variables ambientales, orientado a proteger la salud pública y minimizar los futuros impactos sobre el sector turístico y pesquero.



Capítulo 6

Referencias bibliográficas



- Agawin NS, Duarte CM, Agustí S (1998). Growth and abundance of *Synechococcus* sp. in a Mediterranean Bay: Seasonality and relationships with temperature, *Marine Ecology Progress Series*, 170: 45-53.
- Aktan Y, Tüfekçi V, Tüfekçi H, Aykulu G (2005). Distribution patterns, biomass estimates and diversity of phytoplankton in Izmit Bay (Turkey), *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 64(2-3): 372-384.
- Aktan Y (2011). Large-scale patterns in summer surface water phytoplankton (except picophytoplankton) in the Eastern Mediterranean. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 91:551-558.
- Alcober J, Sanz MJ, Martínez J (1988). Nanoplancton calcáreo del litoral valenciano. *Actes del Simposi Internacional de Botànica Pius Font y Quer*, Vol I, Criptogàmia: 77-80
- Aminot A, Chaussepied M (1983). *Manuel des analyses chimiques en milieu marin*, Centre National pour l'Exploitation des Océans, Brest, 396.
- Andersen P, Throndsen J (2003). Estimating cell numbers, in: Hallegraeff, G.M.; Anderson, D.M.; Cembella, A.D. (Ed.) (2003). *Manual on harmful marine microalgae. Monographs on Oceanographic Methodology*, 11. UNESCO Publishing, Paris, France, 793.
- Anderson DM (2002). Harmful Algal Blooms and Eutrophication: Nutrient Sources, Composition and Consequences, *Estuaries*, 25(4b): 704-726.
- Anderson DM (2009). Approaches to monitoring, control and management of harmful algal blooms (HAB's), *Ocean and Coastal Management*, 52:342-347.
- APHA (2005). *Standard methods for the examination of water wastewater*, 21th edition, American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation, Washington.
- APV (2009). Memoria anual 2009. Autoridad Portuaria de Valencia. <http://www.valenciaport.com>. Acceso 27 julio 2012.
- Assadi C, Tasso V, García A.M (2007). Avances y tendencias en fitoplancton tóxico y biotoxinas: In Javier Gilabert, Universidad Politécnica de Cartagena: *Actas de la IX Reunión Ibérica sobre Fitoplancton Tóxico y Biotoxinas*, Cartagena, 2008, 87-92.
- Balkis N, Toklu-Aliçli B, Balci M. (2012). Evaluation of Ecological Quality Status with the Trophic Index (TRIX) Values in the Coastal Waters of the Gulfs of Erdek and Bandırma in the Marmara Sea. *INTECH Open Access Publisher*.
- Ballesteros-Navarro BJ (2003). Estado y evolución de los procesos de intrusión marina en la unidad hidrogeológica 08.38. Plana de Gandía-Denia (Valencia-Alicante, España). En: *Tecnología de la intrusión de agua de mar en los acuíferos costeros mediterráneos*, Lopez Geta GA, de la Orden JA, Gómez JD, Ramos G, Mejías M, Eds, IGME, Madrid 585-595.
- Balls PW (1994). Nutrient inputs to estuaries from nine Scottish east coast rivers. Influence of estuarine processes on inputs to the North Sea. *Estuarine Coastal Shelf Science*, 39 (4):329-352.
- Barría MS, Piccolo MC (2008). Presencia y variación estacional del dinoflagelado heterótrofo *gyrodinium fusus* (meunier) akselman en el estuario de Bahía Blanca, Argentina, *Atlantica (Rio Grande)*, 30(136 2) 129-137.
- Barbieri ES, Villafane VE, Walter Helbling E (2002). Experimental assessment of UV effects on temperate marine phytoplankton when exposed to variable radiation regimes, *Limnology and Oceanography*, 47(6):1648-1655.

- Basterretxea G, Tovar-Sanchez A, Beck AJ, Masqué P, Bokuniewicz HJ, Coffey R, Duarte CM, Garcia-Orellana J, Garcia-Solsona E, Martinez-Ribes L, Vaquer-Sunyer R (2010). Submarine Groundwater Discharge to the Coastal Environment of a Mediterranean Island (Majorca, Spain): Ecosystem and Biogeochemical Significance, *Ecosystems*, 13(5):629-643.
- Baumgarten MG, Rocha JM, Niencheski LF (1996). Manual de análises em oceanografia química. Rio Grande, Ed. da FURG, Brasil, 132 p.
- Belin C. (1993). Distribution of *Dinophysis* spp. and *Alexandrium minutum* along French coast since 1984 and their DSP and PSP toxicity levels. En: Smayda TJ, Shimizu Y (Eds.), *Toxic Phytoplankton Blooms in the Sea*. Elsevier, Amsterdam, pp. 469-474.
- Beman J, Arrigo K, Matson P (2005). Agricultural runoff fuels large phytoplankton blooms in vulnerable areas of the ocean, *Nature*, 434:211-214.
- Best MA, Wither AW, Coates S (2007). Dissolved oxygen as a physico-chemical supporting element in the water framework directive, *Marine Pollution Bulletin*, 55:53-64.
- Bendschneider K, Robinson RJ (1952). A new spectrophotometric determination of nitrite in seawater. *Journal of Marine Research*, 2:87-96.
- Bigdare R, Ondrusek ME, Brooks JM (1993). Influence of the Orinoco River outflow on distributions of algal pigments in the Caribbean Sea, *Journal of Geophysical Research*, 98:2259-2269
- Bishop J, Rossow W (1991). Spatial and temporal variability of global surface solar irradiance, *Journal of Geophysical Research*, 96:16839-16858.
- Blanco J, Morono A, Pazos Y, Maneiro J, Mariño J (1998). Trends and variations of the abundance of main PSP and DSP producing species in the Galician Rías: environmental and biological influences. En: Reguera, B., Blanco, J., Fernández, M.L. & Wyatt, T. (Eds.), *Harmful Algae. Xunta de Galicia & Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO*, Santiago de Compostela, pp. 204-207.
- Blough NV, Green SA (1995). Spectroscopic characterization and remote sensing of non-living organic matter. En: *The role of non-living organic matter in the earth's carbon cycle* (Zepp RG, Sontang C eds), John Wiley and Sons, pp. 23-45
- Blough NV, Zepp RG (1990). Effects of solar ultraviolet radiation on biogeochemical dynamics in aquatic environments, *Woods Hole Oceanographic Institution Report*, WHOI-90-09, 194 pp
- Bouza N, Aboal M (2008). Fitoplancton potencialmente tóxico en la costa sur de Murcia (SO Mar Mediterraneo). En Javier Gilabert, Universidad Politécnica de Cartagena (Eds): *Actas de la IX Reunión Ibérica sobre Fitoplancton Tóxico y Biotoxinas*, Cartagena, 2008, 77-85.
- Branco AB, Kremer JN (2005). The relative importance of chlorophylla and colored dissolved organic matter (CDOM) to the prediction of the diffuse attenuation coefficient in shallow estuaries, *Estuaries*, 28(5):643-652.
- Bravo I, Vila M, Masó M, Figueroa RI, Ramilo I (2008). *Alexandrium catenella* and *Alexandrium minutum* blooms in the Mediterranean Sea. Toward the identification of ecological niches, *Harmful Algae*, 7:515-522.
- Bricaud A, Morel A, Prieur L (1981). Absorption by dissolved organic matter of the sea (yellow substance) in the UV and visible domains, *Limnology and Oceanography*, 26: 43-53

- Bricker SB, Clement CG, Pirhalla DE, Orlando SP, Farrow DRG (1999). National Estuarine Eutrophication Assessment. Effects of Nutrient Enrichment in the Nation's Estuaries, NOAA, National Ocean Services, Special Projects Office and National Centers for coastal Ocean Science, Silver Spring.
- Bricker SB, Ferreira JG, Simas T (2003). An integrated methodology for assessment of estuarine trophic status. *Ecological Modelling*, 169:39-60.
- Carder KL, Steward R, Harvey G, Ortner P (1989). Marine humic and fulvic acids: Their effects on remote sensing of ocean chlorophyll. *Limnology and Oceanography*, 34(1): 68-81.
- Caroppo C (2000). The contribution of picophytoplankton to community structure in a Mediterranean brackish environment, *Journal of Plankton Research*, 22: 381-397
- Caroppo C, Turicchia S, Margheri MC (2006). Phytoplankton assemblages in coastal waters of the northern Ionian Sea (eastern Mediterranean), with special reference to cyanobacteria, *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 86:927-937.
- Caroppo C, Congestri R, Bracchini L, Albertano P (2005). On the presence of Pseudo-nitzschia calliantha Lundholm, Moestrup et Hasle and Pseudo-nitzschia delicatissima (Cleve) Heiden in the Southern Adriatic Sea (Mediterranean Sea, Italy), *Journal of Plankton Research*, 27(8): 763-774.
- CEDEX (1997). *Atlas de Clima Marítimo (Puertos del Estado)*, Centro de Estudios de Puertos y Costas.
- Celik K., Ongun T (2007). The relationships between certain physical and chemical variables and the seasonal dynamics of phytoplankton assemblages of two inlets of a shallow hypertrophic lake with different nutrient inputs, *Environmental Physiology & Biochemistry*, 124: 321-330.
- Chang FH, Sharples J, Grieve JM (1996). Temporal and spatial distribution of toxic dinoflagellates in Bay of Plenty, New Zealand, during the early 1993 toxic shellfish outbreaks, *Harmful and Toxic Algal Blooms*, 235-238.
- CHJ-Confederación Hidrográfica del Júcar (2005). *Informe para la Comisión Europea sobre los artículos 5 y 6 de la Directiva Marco del Agua*. Demarcación Hidrográfica del Júcar, Ministerio de Medio Ambiente. Valencia, 528 pp.
- Choudhury AK, Pal R (2010). Phytoplankton and nutrient dynamic of shallow coastal stations at Bay of Bengal, Eastern Indian coast, *Aquatic biology*, 44:55-71.
- Cochlan WP, Herndon J, Kudela RM (2008). Inorganic and organic nitrogen uptake by the toxigenic diatom Pseudo-nitzschia australis (Bacillariophyceae), *Harmful Algae*, 8(1): 111-118.
- Coelho S, Gamito S, Pérez-Ruzafa, A (2007). Trophic state of Foz de Almargem coastal lagoon (Algarve, South Portugal) based on the water quality and the phytoplankton community, *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 71(1), 218-231.
- Cloern JE (1987). Turbidity as a control on phytoplankton biomass and productivity in estuaries, *Continental Shelf Research*, 7: 1367-1381.
- Cloern JE (1996). Phytoplankton bloom dynamics in coastal ecosystems: A review with some general lessons from sustained investigation of San Francisco Bay, California, *Reviews of Geophysics*, 34: 127-168.

- Cloern JE (2001). Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem, *Marine Ecology Progress*, 210: 223-253.
- Conley DJ (2000). Biogeochemical nutrient cycles and nutrient management strategies, *Hydrobiologia*, 410: 87-96.
- Conley DJ (2002). Terrestrial ecosystems and the global biogeochemical silica cycle, *Global Biogeochemical Cycles*, 16(4):68-1.
- Conley DJ, Paerl HW, Howarth RW, Boesch DF, Seitzinger SP, Havens KE, Lancelot C, Likens GE (2009). Controlling eutrophication: nitrogen and phosphorus, *Science*, 323: 1014-1015.
- Cooper SR (1995). Chesapeake Bay watershed historical land use. Impact on water quality and diatom communities. *Ecological Applications*, 5(3): 703-723.
- Choudhury A, Pal R (2010). Phytoplankton and nutrient dynamics of shallow coastal stations at Bay of Bengal, Eastern Indian coast, *Aquatic Ecology*, 44(1):55-71.
- Cugier P, Billen G, Guillaud JF, Garnier J, Menesguen A (2005). Modelling the eutrophication of the Seine Bight (France) under historical, present and future riverine nutrient loading, *Journal of Hydrology*, 304:381-396.
- Crouzet P, Leonard J, Nixon S, Rees Y, Parr W, Lafton L, Bogestrand J (1999). Nutrients in European ecosystems, *Inveronmental Assesment Report 4*, Ed. N Thyssen, European Environment Agency, 82 pp.
- Cruzado A, Velásquez A (1990). Nutrients and phytoplankton in the Gulf of Lions, northwestern Mediterranean, *Continental Shelf Research*, 10:931-942.
- CSST (1997). *Comprehensive studies for the purpose of Article 6 and 8.5 of DIR 91/271 EEC, the Urban Waste Water Treatment Directive*, second ed, Published for the Comprehensive Studies Task Team of Group Coordinating Sea Disposal Monitoring by the Department of the Environment for Northern Ireland, the Environmental Agency, the Scottish Environmental Protection Agency and the Water Services Association, Edinburgh.
- Davidson AT, Marchant HJ (1992). The biology and ecology of Phaeocystis (Prymnesiophyceae), En: Round, FE y Chapman, DJ. Eds. *Progress of Phycology Research*, 8: 1-45. Bristol. Biopress.
- De Vries I, Duin RNM, Peeters CH, Los FH, Bokhorst M, Laane RWPM (1998). Patterns and trends in nutrient and phytoplankton in Dutch coastal waters: comparison of time-series analysis, ecological model simulation, and mesocosm experiments, *ICES Journal of Marine Sciences*, 55:620-634.
- Delgado M, Fortuño JM (1991). Atlas de fitoplancton del Mar Mediterráneo, *Scientia Marina*, 55(S1):1-133
- Del Río JG, Soler E, Blanco C, Raduan A (1985). Quelques remarques sur le phytoplancton de la Baie de Cullera. Rapp. *Comm. Int. Mer Médit*, 29(9):101-102.
- Del Río JG, Soler E, Blanco C, Raduan A (1986). Diatomees du Plancton superficiel de la Baie de Cullera (Espagne), janvier-mars 1984. Rapp. *Comm. Int. Mer Médit*, 30(2):188.
- Denis-Karafistan A, Martin JM, Minas H, Bresseur P, Nihoul J, Denis C (1998). Space and seasonal distributions of nitrates in the Mediterranean Sea derived from a variational inverse model, *Deep-Sea Research I*, 45:387-408.
- Diez González JJ (1983). Estudio sobre la eutrofización de la Bahía de Cullera y, en particular, de la problemática planteada por la proliferación del alga roja filamentosa. Informe

- técnico. Convenio Colaboración Universidad Politécnica de Valencia y excelentísimo Ayuntamiento de Cullera.
- Dillon JP, Rigler FH (1975). A simple method for predicting the capacity of a lake for development based on Lake Trophic Status, *Journal of Fisheries Research Board of Canada*, 32:1519-1531.
- Domingues, RB, Barbosa A, Galvao H (2005). Nutrients, light and phytoplankton succession in a temperate estuary (the Guadiana, southwestern Iberia), *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 64: 249-260.
- Domingues RB, Anselmo TP, Barbosa AB, Somme, U, Galvão HM (2011). Nutrient limitation of phytoplankton growth in the freshwater tidal zone of a turbid, Mediterranean estuary, *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 91:282-297.
- Dortch Q, Whitedge, TE (1992). Does nitrogen or silicon limit phytoplankton production in the Mississippi River plume and nearby regions?, *Continental Shelf Research*, 12(11):1293-1309.
- Duarte CM, Agusti S, Kennedy H, Vaqué D (1999). The Mediterranean climate as a template for the Mediterranean marine ecosystem: the example of NE spanish litoral, *Marine Ecology Progress series*, 44:245-270.
- Duarte CM, Agusti S, Agawin NS (2000). Response of Mediterranean phytoplankton community to increased nutrient inputs: a mesocosm experiment, *Marine Ecology Progress Series*, 195: 61-70.
- Drira Z, Hamza A, Bel Hassen M, Ayadi H, Bouain, A, Aleya, L (2010). Coupling of phytoplankton community structure to nutrients, ciliates and copepods in the Gulf of Gabés (south Ionian Se, Tunisia). *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 90: 1203-1215.
- Ed Parnell P (2003). The effects of sewage discharge on water quality and phytoplankton of Hawaiian coastal waters, *Marine Environmental Research*, 5:293-311.
- Edge JK (1998). Are diatoms poor competitors at low phosphate concentrations? *Journal of Marine Systems*, 16:191-198.
- Eker E, Kideys AE (2000). Weekly variations in phytoplankton structure of a harbour in Mersin Bay (northeastern Mediterranean), *Turk J Bot*, 24:13-24.
- EPA-Environmental Protection Agency (2001). *Nutrient Criteria, Technical Guidance Manual Estuarine and Coastal Marine Waters*. United State.
- Erard-Le Dann, E (1997). Alexandrium minutum. In: Berland, B, Lassus, P (Eds.). *Efflorescences toxiques dans les eaux cotieres françaises*, Repère Océan, IFREMER, pp: 52-56.
- Falco S, Niencheski LF, Rodilla M, Romero I, González del Río J, Sierra JP, Mösso C (2010). Nutrient flux and budget in the Ebro estuary, *Estuaries and Coastal Shelf Science*, 87:92-102.
- Ferreira JG, Bricker SB, Castro TS (2007). Application and sensitivity testing of a eutrophication assessment method on coastal systems in the United States and European Union, *Journal of Environmental Management*, 82:433-445.
- Figueiras FG, Pitcher GC, Estrada M (2006). Harmful algal bloom dynamics in relation to physical processes. In Granéli, E & J. T. Turner (eds), *Ecology of Harmful Algae. Ecological Studies* 189. Springer-Verlag, Berlin, 127-138.

- Flo E, Garcés E, Manzanera M, Camp J (2011). Coastal inshore waters in the NW Mediterranean: Physicochemical and biological characterization and management implications, *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 93:279-289.
- Flynn KJ, Fasham MJR, Hipkin CR (1997). Modelling the interactions between ammonium and nitrate uptake in marine phytoplankton, *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B*, 352:1625-1645.
- Flynn KJ, Flynn K (1998). Release of nitrite by marine dinoflagellates: development of a mathematical simulation, *Marine Biology*, 130:455-470.
- Fogg GE (1991). The phytoplankton way of life. *New Phytol*, 118: 1991-232.
- Froelich PN (1988). Kinetic control of dissolved phosphate in natural rivers and estuaries: primer on the phosphate buffer mechanism, *Limnology and Oceanography*, 33(4):649-668.
- Fukuyo Y, Takano H, Chihara M (1990). *Red Tide Organisms in Japan*. Uchida Rokakuho, Tokyo, Japón.
- Gadea I, Rodilla M, Sospedra J, Falco S, Morata T (2013). Seasonal dynamics of the phytoplankton community in the Gandia coastal area, southern gulf of Valencia, *Thalassas*, 29(1):35-58.
- Gallegos CL, Jordan TE (2002). Impact of the spring 2000 phytoplankton bloom in Chesapeake Bay on optical properties and light penetration in the Rhode River, Maryland, *Estuaries and coasts*, 25(4):508-518.
- Galloway JN, Townsend AR, Erisman JW, Bekunda M, Cai Z, Freney JF, Martinelli LS, Seitzinger, SP, Sutton MA (2008). Transformation of the nitrogen cycle: recent trends, questions, and potential solutions, *Science* 320:889-892.
- Garcés E, Masó M, Vila M, Camp J (2000). HABs events in the Mediterranean Sea. Are they increasing? A case study the last decade in the NW Mediterranean and the genus *Alexandrium*, *Harmful Algal News*, 20:1-11.
- Garcés E, Bravo I, Vila M, Figueroa RI, Masó M, Sampedro N (2004). Relationship between vegetative cells and cyst production during *Alexandrium Minutum* bloom in Arenys de Mar Harbour (NW Mediterranean), *Journal of plankton research*, 26(6):1-9.
- Garcés E, Basterretxea G, Tovar-Sánchez A (2011) Changes in microbial communities in response to submarine groundwater input, *Marine Ecology Progress Series*, 438:47-58.
- Garcés E, Camp J (2011) Habitat changes in the Mediterranean Sea and the consequences for harmful algal bloom formation. En. Stambler N (ed) *Life in the Mediterranean Sea: a look at habitat changes*. Nova Science Publishers, New York, NY, p 557-581.
- Garmendia M, Revilla M, Bald JF, Laza-Martínez A, Orive E, Seoane S, Valencia V, Borja A (2011). Phytoplankton communities and biomass size structure (fractionated chlorophyll "a"), along trophic gradients of the Basque coast (northern Spain), *Biogeochemistry*, 106(2):243-263.
- Garófano V, Martínez F, Delgado R (2009). *Les riberes del Serpis. Gestio de l'aigua per a la seua conservació*, Ed. CEIC Alfons El Vell, Gandia, Valencia, 206 pp.
- Garófano V, Martínez F, Peredo M, Olaya EJ, Muñoz R, Soares RM, Pinar JL (2011). Assessing hydromorphological and floristic patterns along a regulated Mediterranean river: The Serpis River (Spain), *Limnetica*, 30(2):307-328.

- GEOHAB (Global ecology and oceanography of Harmful Algal Blooms Programme) (2001). Science Plan, Gilbert PG, Pitcher G (Eds) SCOR and IOC, Baltimore MD, y Paris France.
- GEOHAB (2005). Global ecology and oceanography of harmful algal blooms. En: Pitcher G, Moita T, Trainer V, Kudel R, Figueiras P, Probyn T (Eds.) *GEOHAB Core Research Project: HABs in upwelling Systems*. IOC and SCOR, Paris, 74.
- Giacobbe MG y Maimone G (1996). Environmental factors and seasonal occurrence of the dinoflagellate *Alexandrium minutum*, a PSP potential producer, in a Mediterranean lagoon, *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 42(5):539-549.
- Glé C, Del Amo Y, Sautour B, Laborde P, Chardy P (2008). Variability of nutrients and phytoplankton primary production in a shallow macrotidal coastal ecosystem (Arcachon Bay, France), *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 76:642-656.
- Glibert PM, Magnien R, Lomas MW, Alexander CK, Fan E, Haramoto M, Kana TM (2001). Harmful algal blooms in the Chesapeake and coastal bays of Maryland, USA: Comparison of 1997, 1998 and 1999 events, *Estuaries*, 24:875-883.
- Gobler, CJ, Buck NJ, Sieracki ME, Sañudo-Wilhelmy SA (2006). Nitrogen and silicon limitation of phytoplankton communities across an urban estuary: the East River-Long Island Sound system, *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 68:127-138.
- Gobler DJ, Sañudo-Wilhelmy SS (2001). Temporal variability of groundwater seepage and brown tide blooms in a Long Island embayment, *Marine Ecology Progress Series*, 217: 299-309.
- Gonález-Domínguez E, Freire J, Franco-Gordo C, González-Sansón G (2009). Descomposing diversity patterns of a soft-bottom macroinvertebrate community in the tropical Eastern Pacific Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom, 89(1):31-38.
- Granata T, Estrada M, Zika U, Merry C (2004). Evidence for enhanced primary production resulting from relative vorticity induced upwelling in the Catalan Current, *Science Marine*, 68(S1):113-119.
- Grasshoff K (1976). *Methods of Seawater Analysis*. Verlag Chemie: Weinstein, New York. Hofrichter, R. *El mar mediterráneo (Parte I)*. 2004. Ediciones Omega.
- Hallegraeff GM, Anderson DM, Cembella AD (2003). *Manual on Harmful Marine Microalgae. Monographs on Oceanographic Methodology*, 11. UNESCO Publishing, Paris, France, 793.
- Hamilton PB, Lavoie I, Ley LM, Poulin M (2011). Factors contributing to the spatial and temporal variability of phytoplankton communities in the Rideau River (Ontario, Canada), *River Systems*, 19(17): 189-205.
- He F, Legendre P (2002). Species diversity pattern derived from species-area models, *Ecology*, 52:577-586.
- Hermosilla J (2005). *Los riegos de La Safor y La Vallidigna. Agua territorio y tradición*, Ed. Dgpcv - Generalitat Valenciana, Valencia, España, 237 pp.
- Hernández-Orozco, ML, Gárate-Lizárraga, H (2006). Síndrome de envenenamiento paralizante por consumo de moluscos, *Revista Biomédica* 17:45-60.
- Howard A, Kirby MJ, Kneale PE, Mc Donald AT (1995). Modeling the growth of cyanobacteria (growscum), *Hydrology Processes*, 9:809-820
- Hu C, Muller-Karger FE, Swarzenski PW (2006). Hurricanes, submarine groundwater discharge, and Florida's red tides, *Geophysical Research Letters*, 33:L11601.

- Ignatiades L, Georgopoulos D, Karydis M. (1995). Description of the phytoplanktonic community of the oligotrophic waters of the SE Aegean Sea (Mediterranean), *Marine ecology*, 16(1):13-26.
- Jeong HJ (1994). Predation by the heterotrophic dinoflagellate *Protoperidinium* cf. *divergens* on copepod eggs and early naupliar stages, *Marine Ecology Progress Series*, 114:203-208.
- Jeffrey S.W, Humphrey GF (1975). New spectrophotometric equations for determining chlorophylls a, b, and c in higher plants, algae and natural phytoplankton, *Biochem. Physiol., Pflanzen* 167:191-194.
- Jeong HJ (1999). The ecological roles of heterotrophic dinoflagellates in marine planktonic community, *Journal of Eukaryotic Microbiology*, 46(4):390-396.
- Johannes RE (1980) Ecological significance of the submarine discharge of groundwater, *Marine Ecology Progress Series*, 3:35-373.
- Jorgensen SE (1976). A eutrophication model for a lake, *Ecological Modelling*, 2:147-162.
- Juanes JA, Revilla JA, Álvarez C, García A, Puente A, Nikolov K (2005). Environmental design and monitoring of large submarine outfalls: an integrated approach for coastal protection, *Environmentally Friendly Coastal Protection*, 243-253 Zimmermann C. et al. (eds.), p. 276.
- Justic D, Rabalais NN, Turner RE, Dortch Q (1995). Changes in nutrient structure of river dominated coastal waters: stoichiometric nutrient balance and its consequences, *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 40:339-356.
- Keith DJ, Yoder JA, Freema SA (2002). Spatial and Temporal Distribution of Coloured Dissolved Organic Matter (CDOM) in Narragansett Bay, Rhode Island. Implications for Phytoplankton in Coastal Waters, *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 55:705-717.
- Kierstead H, Slobodkin LB (1953). The size of water masses containing plankton blooms, *Journal of Marine Research*, 7(1):141-147
- Kirk J (1996). *Light and Photosynthesis in Aquatic Ecosystems*, 2nd edn. Cambridge University Press, UK, 509 pp.
- Kishi M, Ikeda S (1986). Population dynamics of red tide organisms in eutrophic coastal waters –numerical experiment of phytoplankton bloom in the East Seto Inland Sea, Japan, *Ecology Modelling*, 31:145-174.
- Kishimoto K (1990). Coexistence of any number of species in the Lotka Volterra competitive system over two patches, *Theor. Pop. Biol.*, 38:149-158
- Kumar A, Pal R (2010). Phytoplankton and nutrient dynamics of shallow coastal stations at Bay of Bengal, Eastern Indian coast. *Aquatic Ecology*, 44:55-71.
- Lancelot C, Billen G (1984). Activity of heterotrophic bacteria and its coupling to primary production during the spring phytoplankton bloom in the southern bight of the North Sea, *Limnology and Oceanography*, 29(4):721-730.
- Legaz F, Primo-Millo E (1988). *Normas para la fertilización de los agríos*. Serie Fullets Divulgació nº 5-88, Conselleria d'Agricultura i Pesca, Generalitat Valenciana, 29 pp.
- Lee YW, Kim G (2007) Linking groundwater-borne nutrients and dinoflagellate red-tide outbreaks in the southern sea of Korea using a Ra tracer, *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 71(1), 309-317.
- Lee YW, Kim G, Lim WA, Hwang DW (2010). A relationship between submarine groundwater borne nutrients traced by Ra isotopes and the intensity of dinoflagellate red tides occurring in the southern sea of Korea, *Limnology Oceanography*, 21: 1-10.

- Lenning KV, Vila M, Masó M, Garcés E, Anglés S, Sampedro N, Camp J (2007). Short-term variations in development of a recurrent toxic *Alexandrium minutum* dominated dinoflagellate bloom induced by meteorological conditions, *Journal of phycology*, 43(5):892-907.
- Li WKW, Zohary T, Yacobi YZ, Wood AM (1993). Ultraplankton in the eastern Mediterranean Sea: towards deriving phytoplankton biomass from flow cytometric measurements of abundance, fluorescence and light scatter, *Marine Ecology Progress Series*, 102:79-87.
- Liefer JD, MacIntyr HL, Novoveska L, Smith WL, Dorsey CP (2009). Temporal and spatial variability in *Pseudonitzschia spp.* in Alabama Coastal Waters, *Harmful Algae*, 8:706-714.
- Lips I, Lips U (2010). Phytoplankton dynamics affected by the coastal upwelling events in the Gulf of Finland in July-August 2006, *Journal of Plankton Research*, 32 (9):1269-1282.
- Loureiro S, Garcés E, Fernandez-Tejedor, M Vaque, Camp J. (2009). *Pseudonitzschia spp.* (Bacillariophyceae) and dissolved organic matter (DOM) dynamics in the Ebre delta (Alfacs bay, NW Mediterranean sea), *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 83 (4):539-549.
- Loureiro S, Reñé A, Garcés E, Camp J, Vaqué D (2011). Harmful algal blooms (HABs) dissolved organic matter (DOM), and planktonic microbial community dynamics at a near-shore and a harbour station influenced by upwelling (SW Iberian Peninsula), *Journal of Sea Research*, 65(4):401-413.
- Ludwig W, Dumont E, Meybeck M, Heussner S (2009). River discharges of water and nutrients to the Mediterranean and Black Sea: major drivers for ecosystem changes during past and futures decades? *Progress in Oceanography*, 80:199–217.
- Magazzu G, Decembrini F (1995). Primary production, biomass and abundance of phototrophic picoplankton in the Mediterranean Sea: a review, *Aquatic Microbial Ecology*, 9:97-104.
- Malone TC, Conley DJ, Fisher TR, Glibert PM, Harding LW, Sellner KG (1996). Scales of nutrient-limited phytoplankton productivity in Chesapeake Bay, *Estuaries*, 19(2):371-385.
- Mantecón A, Huete R (2007). The role of authenticity in tourism planning: Empirical findings from southeast Spain. *Tourism*, 55(3):323-333.
- MARM (2010). *Guía práctica de la fertilización racional de los cultivos en España*. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Secretaría General Técnica, Centro de Publicaciones, 259 pp.
- Margalef R, Herrera J (1961). El nivel del mar en Castellón, *Investigación Pesquera*, 19:55-63.
- McKnigh DC, Boyer EW, Westerhoff PK (2001). Spectrofluorometric characterization of dissolved organic matter for indication of precursor organic material and aromaticity, *Limnology and oceanography*, 46(1):38-48.
- Mercado J M (2005). Seasonal and interannual variability of the phytoplankton communities in an upwelling area of the Alborán Sea (SW Mediterranean Sea), *Scientia Marina* 69(4):451-465.
- Migón C, Sandroni V (1999). Phosphorus in rainwater: Partitioning inputs and impact on the surface coastal ocean, *Limnology and oceanography*, 44(4):1160-1165.
- Mitsch WJ, Gosselink JG (2000). The value of wetlands: importance of scale and landscape setting, *Ecological economics*, 35(1):25-33.

- Molinos-Senante M, Hernandez-Sanchoa F, Sala-Garrido R.J (2011). Assessing disproportionate cost to achieve good ecological status of water bodies in a Mediterranean river basin, *Environmental Monitoring*, 13:2091-2101.
- Moestrup Ø, Akselman R, Cronberg G, Elbraechter M, Fraga S, Halim Y, Hansen G, Hoppenrath M, Larsen J., Lundholm N, Nguyen LN, Zingone A (Eds) (2009). IOC-UNESCO Taxonomic Reference List of Harmful Micro Algae. Available online at <http://www.marinespecies.org/HAB>. Accessed on 2012-05-16.
- Morata T, Sospedra J, Falco S, Rodilla M (2012). Exchange of nutrients and oxygen across the sediment–water interface below a Sparus aurata marine fish farm in the north-western Mediterranean Sea, *Journal of Soils and Sediments*, 12(10):1623-1632.
- Moore WS (1999). The subterranean estuary: a reaction zone of ground water and seawater, *Marine chemistry*, 65:111-125.
- Moreau S, Bertru G, Buson C (1998). Seasonal and spatial trends of nitrogen and phosphorus loads to the upper catchment of the river Vilaine (Brittany): relationships with land use. *Hydrobiologia*, 373/374: 247-258.
- Moyà G, Martínez-Taberner A, Ramon, G (1995). *Estudio de la dinámica de nutrientes en la columna de agua, su relación con la producción de las comunidades planctónicas en el sistema Albufera de Mallorca-Bahía de Alcúdia*. Secretaría general Plan Nacional I+ D, MEC, Madrid, 7.
- Mozetič P, Malačič V, Turk V (2008). A case study of sewage discharge in the shallow coastal area of the Northern Adriatic Sea (Gulf of Trieste), *Marine Ecology*, 29:483-494.
- Muciño Márquez RE, Figueroa Torres MG, Gárate Lizárraga I (2011). *Especies fitoplanctónicas formadoras de proliferaciones algales nocivas en la boca de la laguna costera de Sontecomapan*, Tesis doctoral. Universidad de Veracruz, México.
- Murphy J, Riley JP (1962). A Modified Single Solution Method for Determination of Phosphate in Natural Water, *Anal. Chem. Acta* 27:31-36.
- Muylaert K, Sabbe K Vyverman W (2009). Changes in phytoplankton diversity and community composition along the salinity gradient of the Schelde estuary (Belgium/The Netherlands), *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 82:335-340.
- Nixon SW (1995) Coastal marine eutrophication: A definition social causes, and future concerns, *Ophelia*, 41:199-219.
- NOAA. Guidelines for ecological risk assessment of marine fish aquaculture U.S. Dept. Commer., Tech. Memo. NMFS-NWFSC, 71-90 pp.
- Olli K, Heiskanen AS, Seppala J (1996). Development and fate of *Entreptiella gymnastica* bloom in nutrient-enriched enclosures in the coastal Baltic Sea, *Journal of Plankton Research*, 18 (9):1587-1604.
- Olivos A, Agustina MM, Sancho JC (2002). Continental runoff of nutrients and their possible influence over stoichiometric ratios (DIN:P:Si) in the northeastern Mediterranean waters of Spain (Catalan Sea). Aportes continentales de nutrientes y su posible influencia sobre las relaciones estequiométricas (DIN:P:Si) en las aguas del noreste del Mediterráneo español (Mar Catalán), *Ciencias Marinas*, 28:393-406.
- OSPAR Commission (2001). Draft common assessment criteria and their application within the comprehensive procedure of the common procedure. En. Meeting of the Eutrophication Task Group (ETG), London, 9-11 October 2001. (Eds.) OSPAR

- convention for the protection of the marine environment of the North-East Atlantic. OSPAR Commission, London.
- OSPAR Commission (2005). Common procedure for the identification of the eutrophication status of the OSPAR marine area, OSPAR convention for the protection of the marine environment of the north-east Atlantic, 36.
- Owens NJP, Rees AP, Woodward EMS, Mantura RFC (1989). Size-fractionated primary production and nitrogen assimilation in the north-western Mediterranean Sea during January 1989, *Water Pollution Research Reports*, 13:126-135.
- Pachés M., Romero I, Martínez-Guijarro R, Martí CM, Ferrer J (2014). Changes in phytoplankton composition in a Mediterranean coastal lagoon in the Cullera Estany (Comunitat Valenciana, Spain), *Water and Environment Journal*, 28(1):135-144.
- Pachés, MAV (2010). PHYMED: Un sistema de indicadores ecológicos para la Directiva Marco del Agua basado en la composición de la comunidad fitoplanctónica. Tesis doctoral. Universidad Politécnica de Valencia. Valencia.
- Paerl HW (2004). Interactive impacts of human activities and storms events on coastal nutrient loading and eutrophication. En: Wassmann P, Olli K (eds) 2004. *Drainage basin nutrient inputs and eutrophication: an integrated approach*. University of Tromsø, Norway. 325 pp. ISBN 82-91086-36-2.
- Paerl HW (2006). Assessing and managing nutrient-enhanced eutrophication in estuarine and coastal waters: Interactive effects of human and climatic perturbations, *Ecological engineering*, 26:40-54.
- Paerl HW (2009). Controlling eutrophication along the freshwater-marine continuum: dual nutrient (N and P) reductions are essential, *Estuaries and Coasts*, 32:593-601.
- Paerl HW, Rossignol KL, Hall SN, Peirls BL, Wetz MS (2010). Phytoplankton Community Indicators of Short and Longterm Ecological Change in the Anthropogenically and Climatically Impacted Neuse River Estuary, North Carolina, USA, *Estuaries Coasts*, 33:485-497.
- Papiol G, Casanova A., Fernández-Tejedor M., de la Iglesia P, Diogène, J (2013). Management of domoic acid monitoring in shellfish from the Catalan coast. *Environmental monitoring and assessment*, 185(8): 6653-6666.
- Peixoto JP, Almeida MD, Rosen RD, Salstein DA (1982). Atmospheric moisture transport and the water balance of the Mediterranean Sea, *Water Resource Research*, 18:83-90.
- Pritchard DW (1967). What is an estuary: a physical viewpoint. *American Association for the Advancement of Science*, 83:3-5.
- Puertos del Estado (2005). Red de boyas de aguas profundas. Informe de datos de la boya de Valencia. Periodo: Dic.2003 - Nov.2004. Area de Medio Físico y Tecnología de las Infraestructuras. Dirección de Planificación y Desarrollo Portuario. http://www.puertos.es/oceanografia_y_meteorologia/redes_de_medida/index.html. Acceso 30 de agosto de 2012.
- Puigserver M, Moya G (2000). Observacions de *Phaeocystis cordata* (Prymnesiophyceae) en el Port de Maó (Illes Balears, Mediterrani Occidental), *Bolletí de la Societat d'història natural de les Balears*, 43:77-80.
- Puigserver M, Ramon G, Moyà G, Martínez-Taberner A. (2002). Planktonic chlorophyll a and eutrophication in two Mediterranean littoral systems (Mallorca Island, Spain),

- Nutrients and Eutrophication in Estuaries and Coastal Waters (pp. 493-504). Springer Netherlands.
- Puigserver M, Moneris N, Pablo J, Alós J, Moyà G (2010). Abundance patterns of the toxic phytoplankton in coastal waters of the Balearic Archipelago (NW Mediterranean Sea): A multivariate approach, *Hydrobiologia*, 644:145-157.
- Pulido-Velazquez D, Llopis-Albert C, Peña-Haro S, Pulido-Velazquez, M (2011). Efficient conceptual model for simulating the effect of aquifer heterogeneity on natural groundwater discharge to rivers, *Advances in Water Resources*, 34(11):1377-1389.
- Quijano-Scheggia S, Garcés E, Flo E, Fernandez-Tejedor M, Diogène J, Camp J (2008). Bloom dynamics of the genus *Pseudo-nitzschia* (Bacillariophyceae) in two coastal bays (NW Mediterranean Sea), *Scientia Marina*, 72(3):577-590.
- Ramírez T, Cortés D, Mercado JM, Vargas-Yañez M, Sebastián M, Liger E (2005). Seasonal dynamics of inorganic nutrients and phytoplankton biomass in the NW Alboran Sea, *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 65:654-670.
- Reguera B, Bravo I, Mariño J, Campos MJ, Fraga S, Carbonell A (1993). Trends in the occurrence of *Dinophysis* spp in Galician coastal waters. En: Smayda TJ, Shimizu Y (eds), *Toxic Phytoplankton Blooms in the Sea*, Elsevier, Amsterdam: 559-564.
- Reguera B (2003). *Biología, autoecología y toxicología de las principales especies del género Dinophysis asociadas a episodios de Intoxicación Diarreogénica por Bivalvos (DSP)*. Tesis doctoral, Universidad de Barcelona.
- Rocha C, Galvão H, Barbosa A (2002). Role of transient silicon limitation in the development of cyanobacteria blooms in the Guadiana estuary, south-western Iberia, *Marine Ecology Progress Series*, 228:35-45.
- Ribera d'Alcalà M, Conversano F, Corato F, Licandro P, Mangoni O, Marino D, Mazzocchi MG, Modigh M, Montresor M, Nardella M, Saggiomo, V, Sarno D, Zingone A (2004). Seasonal patterns in plankton communities in pluriannual time series at a coastal Mediterranean site (Gulf of Naples): An attempt to discern recurrences and trends, *Scientia marina*, 68:65-83.
- Rodier J (1981). *Análisis de las aguas. Aguas naturales, aguas residuales y agua de mar: Química, físicoquímica, bacteriología, biología*. Omega. Paris.
- Rodrigo MA, Rojo C, Armengol X, Mañá M (2001). Heterogeneidad espacio-temporal de la calidad del agua en un humedal costero: El Marjal de la Safor (Valencia), *Limnetica*, 20(2):329-339.
- Rodrigo MA, Rojo C, Armengol X (2003). Plankton biodiversity in a landscape of shallow water bodies (Mediterranean coast, Spain), *Hydrobiologia*, 506:317-326.
- Rodríguez F, Pazos Y, Maneiro J, Zapata M (2003). Temporal variation in phytoplankton assemblages and pigment composition at a fixed station of the Ria of Pontevedra (NW Spain), *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 58(3):499-515.
- Rodríguez L. Ed., *Tecnología de la intrusión de agua de mar en acuíferos costeros: países mediterráneos*. IGME, Madrid, 585-595. ISBN. 84-7840-470-8.
- Romero I, Moragues M., del Río JG, Hermosilla, Z, Sánchez-Arcilla A, Sierra JP, Mösso C (2007). Nutrient behaviour in the Jucar estuary and plume, *Journal of Coast Research*, 47:48-55.
- Rojo C, Miracle MR (1984). Fluctuación estacional de las poblaciones fitoplanctónicas del estany de Cullera (Valencia), *Anales de biología*, 2:161-168.

- Rojo C, Miracle MR, Serra M (1986). Interrelacion entre las especies de microalgas halladas en el estany de Cullera (Valencia), *Limnética*, 2:35-40.
- Ross J, Hartstein N, MacLeod C (2015). Characterising benthic pelagic interactions in Macquarie Harbour-organic matter processing in sediments and the importance for nutrient dynamics, *Fisheries Research and Development Corporation*.41 pp.
- Ryther JH, Dunstan WM (1971). Nitrogen, phosphorus, and eutrophication in the coastal marine environment, *Science*, 171:1008-1013.
- Schindler DW (1977). Evolution of phosphorus limitation in lakes, *Science*, 195: 260-262.
- Sar EA, Sunesen I, Lavigne AS, Goya AB (2010). Dinophysis spp. asociadas a detección de toxinas diarreicas (DSTs) en moluscos y a intoxicación diarreica en humanos (Provincia de Buenos Aires, Argentina), *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 45:451-460.
- Sebastiá MT, Estornell, J, Rodilla M, Martí J, Falco S (2012a). Estimation of chlorophyll “a” on the Mediterranean coast using a Quickbird image, *Revista de Teledetección*, 37:23-33.
- Sebastiá MT, Rodilla M, Sanchis JA, Altur V, Gadea I, Falco S (2012b). Influence of nutrient inputs from a wetland dominated by agriculture on the phytoplankton community in a shallow harbour at the Spanish Mediterranean coast. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 152:10-20.
- Sebastiá MT, Rodilla M (2013). Nutrient and Phytoplankton Analysis of a Mediterranean Coastal Area, *Environmental Management*, 51(1):225-240.
- Sebastiá MT, Rodilla M, Falco S, Sanchis JA (2013). Analysis of the effects of wet and dry seasons on a Mediterranean river basin: consequences for coastal waters and its quality management, *Ocean & Coastal Management*, 78:45-55.
- Seoane S, Laza A, Urrutxurtu, I, Orive, E (2005). Phytoplankton assemblages and their dominant pigments in the Nervion River estuary, *Hydrobiology*, 549(1):1-13.
- Shiah FK, Kao, SJ, Gong GC, Liu KK (1996). Spatial variability of phytoplankton production and the implications of its controlling mechanisms in the coastal zone near the river mouth of the Lanyang His, *Botanical Bulletin of Academia Sinica*, 37:9-15.
- Shinn MB (1941). Colorimetric method for the determination of nitrite, *Ind. Eng. Chem. Anal. Ed.* 13:33-35.
- Sieburth J Jensen A (1969). Studies on Algal Substances in the Sea. II. The formation of gelbstoff (humic material) by exudates of phaeophyta, *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 3:275-289.
- Siokou-Frangou I, Christaki U, Mazzocini MG, Montresor M, Ribera d’Alclà M, Vaqué D, Zingone A (2010). Plankton in the open Mediterranean Sea: a review, *Biogeoscience*, 7:1543-1586.
- Siopsis M (2003). An individual-based model for the toxic algae species *Pseudo-nitzschia multiseries*. Tesis doctoral. University of Tennessee, Knoxville.
- Smayda TJ (1997). Harmful algal blooms: Their ecophysiology and general relevance to phytoplankton blooms in the sea, *Limnology and Oceanography*, 42:1137-1151.
- Smayda TJ (2008). Complexity in the eutrophication–harmful algal bloom relationship, with comment on the importance of grazing, *Harmful Algae*, 8(1):140-151.
- Smith VH (2006). Responses of estuarine and coastal marine phytoplankton to nitrogen and phosphorus enrichment, *Limnology and Oceanography*, 51(2):377-384.

- Soler Torres E, Del Rio JG (1995). Spatial variations of phytoplankton community structure in a highly eutrophicated coast of the Western Mediterranean Sea, *Water Science and Technology*, 32:313-322.
- Soler Torres E (1996). *Estudio de un ecosistema planctónico litoral con una elevada influencia continental situado al sur del Puerto de Valencia*. Tesis doctoral. Universidad Politécnica de Valencia. Valencia.
- Sospedra J, Falco S, Morata T, Gadea, Rodilla M (2015). Benthic fluxes of oxygen and nutrients in sublittoral fine sands in a north-western Mediterranean coastal area, *Continental Shelf Research*, 97:32-42.
- Spatharis S, Tsirtsis G, Danielidis DB, Do Chi T, Mouillot D (2007). Effects of pulsed nutrient inputs on phytoplankton assemblage structure and blooms in an enclosed coastal area, *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 73(3):807-815.
- Sterner RW (2008). On the phosphorus limitation paradigm for lakes, *International Review of Hydrobiology*, 93:433-445.
- Stigebrandt A (2001). FJORDENV-A Water Quality Model for Fjords and other Inshore Waters. Earth Sciences Centre, Göteborg University, Göteborg, C40 2001.
- Stoecker D, Tillmann U, Granéli E (2006). Phagotrophy in harmful algae. In Granéli, E & J. T. Turner (eds), *Ecology of Harmful Algae*. Ecological Studies 189. Springer-Verlag, Berlin, 177-187.
- Strickland JDH, Parsons TR (1972). A Practical handbook of Seawater Analysis, Bull. Fish. Res. Bd. Canada. 167.
- Ter Braak CJ, Smilauer P (1998). *Reference manual and user's guide to Canoco for windows: software for Canonical Community Ordination* (Version 4). Microcomputer Power, Ithaca, NY.
- Thronsen J (1978). En: Sournia, A. (Ed), *Phytoplankton manual*, UNESCO, Paris, 69-74.
- Tomas C (1997). *Identifying marine phytoplankton*. Carmelo R Tomas. Academic Press, Inc. Florida, 858.
- Torrecilla NJ, Pedro J, Arnedo G, Zaera LG, Retamar JF, Álvarez A (2005). Nutrient sources and dynamics in a Mediterranean fluvial regime (Ebro River, NE Spain) and their implications for water management, *Journal of Hydrology*, 304:166-182.
- Torres JA, Quesada M (2004). *Informática Médica. Asociación entre dos variables. Variables cuantitativas y coeficientes de correlación*. Editorial ECIMED. Cuba. 260-262.
- Travers M (1974). Inventaire des protistes du Golfe de Marseille et de ses parages, *Annales de l'Institut Oceanographique, Paris*, 360:59-62.
- Trigueros J M, Orive E (2001). Seasonal variations of diatoms and dinoflagellates in a shallow, temperate estuary, with emphasis on neritic assemblages, *Hydrobiologia*, 444(1-3): 119-133.
- Truscott JE (1995) Environmental forcing of simple plankton models, *Journal of Plankton Research*, 17(12):2207-2232.
- Turley CM (1999). The changing Mediterranean Sea- a sensitive ecosystem, *Progress of Oceanography*, 44:387-400.
- Utermohl H (1958). Zur vervollkommnung der quantitative phytoplankton methodic. Mitteilungen-Internationale Vereinigung für, *Limnology*, 9:1-38.
- UNESCO (1988). Eutrophication in the Mediterranean Sea: receiving capacity and monitoring of long term effects. UNESCO, *Reports on Marine Science*, 49:195 p.

- Van Lenning K, Vila M, Masó M, Garcés E, Angles S, Sampedro N, Morales-Blake A, Camp J (2007). Short-term variations in development of a recurrent toxic *Alexandrium minutum* e dominated dinoflagellate bloom induced by meteorological conditions, *Journal of Phycology*, 43(5):892-907.
- Vila M (2001). *Harmful Algal Blooms in the Catalan coast (NW Mediterranean)*. Tesis doctoral. Universitat de Barcelona.
- Vila M, Masó M (2005). Phytoplankton functional groups and harmful algal species in anthropogenically impacted waters of the NW Mediterranean Sea, *Scientia Marina*, 69:31-45.
- Viñals MJ, Ors J, Andreu E (2001). *La Marjal de Gandía*. Ayuntamiento de Gandía. Gandía. Valencia. 153 pp.
- Vollenweider, RA, Giovanardi F, Montanari, G, Rinaldi, A (1998). Characterization of the trophic conditions of marine coastal waters with special reference to the NW Adriatic Sea: proposal for a Trophic Scale, Turbidity and generalized Water Quality Index, *Envirometrics*, 9:329-357.
- Wollenweider RA (1975). Input-output models with special reference to the phosphorus loading concept in limnology, *Schweizerische Zeitschrift fur Hydrologie*, 37:53-82
- Wyatt T, Horwood J (1973). Model which generates red tides, *Nature*, 244:238-240.
- Yilmaz A, Barstük Ö, Saydam C, Edige D, Yilmaz K, Hatipoglu E (1992). Eutrophication in Iskenderum Bay, Northeastern Mediterranean, *Science of the Total Environment, Supplement*: 705-717.
- Xingyu S, Liangmin H, Jianlin Z, Honghu H, Tao L, Qiang S (2009). Harmful algal blooms (HABs) in Daya Bay, China: an in situ study of primary production and environmental impacts, *Marine Pollution Bulletin*, 58:1310-1318.
- Yin K, Quian PY, Wu MCS, Chen JC, Huang L, Song X, Jian W (2001). Shift from P to N limitation of phytoplankton biomass across the Pearl River estuarine plume during summer, *Marine Ecology Progress Series* 221:17-28.
- Zar JH (1984). *Bioestatistical Analysis*, second ed. Prentice-Hall Inc., Englewood Cliffs, New Jersey, 736.
- Zingone A, Chretiennot-Dinet MJ, Lange M, Medlin L (1999). Morphological and genetic characterization of *Phaeocystis cordata* and *P. jahnii* (Prymnesiophyceae), two new species from the Mediterranean Sea, *Journal of Phycology*, 35(6): 1322-1337.
- Zingone A, Enevoldsen, HO (2000). The diversity of harmful algal blooms: a challenge for science and management, *Ocean and Coastal Management*, 43:725-748.



Capítulo 7

Anexos



ANEXO A: DATOS CAMPAÑA PUERTO DE GANDÍA

PUNTO 1	TEMP. (°C)	RADIACIÓN (w m ⁻²)	SAL. (g/kg)	OD (mg/l)	D. S.(m)	SS (mg/l)	M.ODC (m ⁻¹)	DIN (µM)	NH ₄ ⁺ (µM)	DIP (µM)	PT (µM)	DSi (µM)	DIN:DIP	DSE:DIN	DSi:DIP	Chl-a (mg/m ³)
26-mar.-10	16.9	480.8	23.5	7.55	1.30	11.13	0.806	3.01	15.26	0.02	2.50	23.21	633.43	1.52	963.27	0.6
16-abr.-10	16.2	61.27	16	6.24	1.70	6.88	0.046	2.14	178.47	0.25	0.11	93.27	721.66	0.52	377.13	1.1
28-abr.-10	18.1	139.54	23.6	5.97	1.70	8.63	0.299	2.03	32.49	0.17	0.17	39.78	188.83	1.22	231.22	0.8
7-may.-10	23.2	777.8	15.1	6.79	1.70	4.37	0.345	1.41	85.77	0.22	0.42	64.14	398.82	0.75	298.27	0.5
21-may.-10	25	942	11.4	7.1	1.70	6.67	0.230	3.15	174.50	0.48	1.63	64.68	360.63	0.37	133.68	0.4
4-jun.-10	22.3	244.1	26.7	5.67	1.70	10.14	0.461	2.06	41.06	0.33	0.24	32.48	123.19	0.79	97.43	1.1
18-jun.-10	24.7	972	14.8	6.87	1.70	8.50	1.105	1.75	64.91	0.19	0.20	47.76	335.39	0.74	246.78	0.8
12-jul.-10	24.7	389.8	24	5.36	1.70	14.86	0.599	2.83	35.33	0.13	0.15	48.57	273.83	1.37	376.43	2.9
23-jul.-10	27.5	472.3	25.3	6.14	1.70	12.14	0.461	1.65	91.33	0.05	0.63	34.04	0.00		629.75	0.54
4-ago.-10	26.6	694	29	4.89	1.70	14.57	0.010	3.85	30.85	0.06	0.29	30.93	518.87	1.00	520.18	0.35
20-ago.-10	25.3	514.9	26.7	3.5	1.70	7.67	0.184	11.47	55.50	0.01	8.18	45.90	5133.73	0.83	4245.36	0
2-sep.-10	25	313.1	30.8	4.87	1.30	18.83	0.138	4.50	40.54	0.15	1.35	20.89	270.58	0.52	139.44	0.28
17-sep.-10	24	97.4	29.1	4.54	1.70	12.17	0.138	6.29	161.68		0.81			0.00		0.14
26-oct.-10	21.1	578.4	27.4	5.85	0.30	14.29	0.599	7.10	127.98	0.46	0.74	54.18	278.23	0.42	117.78	0.37
11-nov.-10	17	181.7	31.5	6.38	2.00	10.43	0.138	2.43	67.95	0.13	0.52	9.81	509.59	0.14	73.60	0.1
3-dic.-10	14.4	543.2	31.7	7.63	1.70	9.87	0.138	1.55		0.17	0.38	21.80	0.00		125.20	0.21
16-dic.-10	15.8	531.3	28	7.21	1.70	23.38	0.115	2.01	23.80	0.14	0.89	41.46	165.42	1.74	288.26	0.36
27-dic.-10	13	410.6	28.2	8.17	1.70	10.75	0.138	1.60	22.52	0.18	0.51	32.47	127.30	1.44	183.48	0.1
14-ene.-11	15	471.2	14.5	7.25	1.70	8.38	0.806	1.61	271.55	0.24	0.30	100.16	1153.35	0.37	425.40	0.41
28-ene.-11	12.2	187.5	26.8	7.76	1.00	28.33		2.11	140.39	0.60	1.17	41.07	233.13	0.29	68.20	1.35
10-feb.-11	15	372	14.9	7.24	1.30	4.88	0.138	1.85	219.01	0.14	0.49	55.15	1519.66	0.25	382.68	0.05
21-feb.-11	13.6	254.7	29	8.14	1.70	12.83	0.553	1.24	127.29	0.29	0.42	32.42	435.81	0.25	111.00	0.25
10-mar.-11	14.1	206.4	28	6.84	2.10	10.83	0.046	4.00	111.23	0.30	0.68	37.76	367.69	0.34	124.81	0.13
22-mar.-11	16	609.3	12	7.9	1.70	5.67	0.023	1.86	200.17	0.25	0.44	84.05	792.00	0.42	332.55	1.56
12-abr.-11	18.5	671.6	17.7	5.89	1.70	7.67	0.299	0.28	140.35	0.12	0.37	19.97	1137.04	0.14	161.80	0.78
5-may.-11	20.6	809	28.7	6.56	1.70	18.00	0.184	3.44	112.62	0.20	0.29	23.11	574.00	0.21	117.77	0.66

PUNTO 2	TEMP. (°C)	RADIACIÓN (W m ⁻²)	SAL. (g/kg)	OD (mg/l)	D.S.(m)	SS (mg/l)	MODC (m ⁻¹)	DIN (µM)	NH ₄ ⁺ (µM)	DIP (µM)	PT (µM)	DSi (µM)	DIN:DIP	DSi:DIN	DSi:DIP	Ch-a (mg/m ³)
26-mar-10	16.6	515.5	22	7.87	2.00	10.00	0.184	23.60	2.28	23.15	0.51	0.02	1074.38	0.89	960.53	1.33
16-abr-10	15.6	76.58	18.8	6.7	1.74	7.00	0.161	158.45	4.06	86.30	0.14	0.11	1511.43	0.53	802.55	0.77
28-abr-10	18.5	249.60	25	6.14	8.00	8.00	1.497	14.19	1.88	27.67	0.21	0.10	165.98	1.72	285.92	1.65
7-may-10	23.1	730.9	19.6	7.14	2.40	6.67	0.276	79.01	3.19	23.08	0.48	0.18	449.67	0.28	126.24	0.22
21-may-10	22.8	929	23.6	7.31	2.20	8.67	0.115	173.75	3.18		0.61	0.20	850.20	0.00	0.00	0.40
4-jun-10	21.7	192.7	26.9	5.73	2.20	9.25	0.714	59.39	3.36	43.47	0.33	0.29	216.12	0.69	149.72	0.93
18-jun-10	23.4	931	37.1	6.46	2.20	11.17	1.474	40.88	1.53	46.69		0.15	281.77	1.10	310.14	0.35
12-jul-10	25	486.7	29.5	5.57	2.40	14.57	0.438	29.32	3.61	18.24	0.24	0.20	161.17	0.55	89.27	1.14
23-jul-10	27.2	669.4	22.8	5.99	2.20	7.43	0.530	18.41	1.37	40.84	0.62	0.04	522.77	2.06	1079.23	0.42
4-ago-10	26.4	694	21.1	5.25	2.20	9.29	0.046	27.46	2.58	61.40	0.25	0.13	231.52	2.04	473.32	0.30
20-ago-10	25.8	514.9	31.1	4.08	1.50	9.43	0.161	31.86	10.19	22.95	0.53	0.38	111.13	0.55	60.66	0.10
2-sep-10	24.8	313.1	30.7	4.92	1.00	6.71	0.622	47.44	5.71	14.81	0.56	0.11	500.42	0.28	139.41	2.12
17-sep-10	24.2	97.4	31	4.86	2.20	12.67	0.622	108.68	8.64	10.80		0.11	1028.98	0.09	94.75	0.15
26-oct-10	20.8	328.6	28.1	5.83	1.00	12.92	0.622	85.13	14.80	33.10	1.41			0.33		0.23
11-nov-10	17.2	227.3	29.9	6.45	2.00	8.62	0.184	66.47	2.71	11.12	0.39	0.15	446.81	0.16	71.82	0.10
3-dic-10	14.2	358.6	34	7.44	3.00	9.87	0.023	7.02	1.11	20.26	0.28	0.12	67.42	2.49	168.11	0.39
16-dic-10	14.4	532.1	30.3	7.78	1.50	12.50	0.184	19.57	2.84	35.59	0.44	0.14	155.81	1.59	247.40	0.22
27-dic-10	12.4	441.9	28.7	7.96	2.00	9.50	0.069	18.22	1.54	31.81	0.53	0.18	107.09	1.61	172.36	2.55
14-ene-11	14.2	508.9	35.4	7.37	1.60	8.38	0.599	223.05	2.46	81.68	0.27	0.23	968.14	0.36	350.66	0.32
28-ene-11	13.6	268.8	29.7	7.7	2.40	14.88		88.20	0.98	22.69	0.72	0.38	232.11	0.25	59.07	0.26
10-feb-11	14.4	282.4	29.3	7.63	1.60	6.00	0.115	134.59	1.31	19.91	0.39	0.14	942.92	0.15	138.15	0.34
21-feb-11	13.2	266	31.5	8.41	2.00	9.86	0.645	104.78	1.74	17.81	0.32	0.26	405.19	0.17	67.76	0.14
10-mar-11	14	142.8	24.3	6.8	1.60	8.12	0.115	150.99	3.85	37.13	0.66	0.31	495.13	0.24	118.72	0.21
22-mar-11	15.6	697.3	8	7.42	1.50	5.00	0.161	225.97	1.78	93.81	0.56	0.22	1045.15	0.41	430.51	1.05
12-abr-11	17.3	742.1	38.1	6.42	1.60	8.29	0.276	117.79	0.33	33.37	0.45	0.12	995.85	0.28	281.34	0.62
5-may-11	20.4	834	22.9	6.46	2.40	11.50	0.276	172.27	2.34	38.38	0.41	0.24	735.88	0.22	161.73	0.55

PUNTO	SS	TEMP. (°C)	RADIACIÓN (W m ⁻²)	SAL. (g/kg)	OD (mg/l)	D.S.(m)	SS (mg/l)	MODC (m ⁻¹)	DIN (µM)	NH ₄ ⁺ (µM)	DIP (µM)	PT (µM)	DSI (µM)	DIN:DIP	DSI:DIP	DSI:DIN	DSI:DIP	Chl-a (mg/m ³)
26-mar.-10	14.9	14.9	480.8	35.3	8.89	1.30	9.88	0.368	7.25	2.20	0.08	0.46	7.97	85.96	1.10	94.47	2.35	
16-abr.-10	15.1	15.1	61.27	32	7.88	1.70	13.50	0.046	60.30	1.63	0.16	0.19	21.35	373.87	0.35	132.37	3.80	
28-abr.-10	18.3	18.3	139.54	33.1	8.3		9.75	0.299	12.42	1.52	0.01	0.15	18.50	1154.88	1.49	1720.07	2.15	
7-may.-10	19.4	19.4	777.8	19.6	8.21	1.70	14.00	0.368	83.56	1.59	0.14	0.31	34.49	597.80	0.41	246.76	0.42	
21-may.-10	21.7	21.7	942	21.3	7.94	1.70	12.67	0.230	9.42	3.99	0.23	0.91	51.55	772.80	0.30	228.29	0.63	
4-jun.-10	21.7	21.7	244.1	32	7.33	1.70	10.33	1.036	34.20	0.98	0.04	0.57	14.01	795.25	0.41	325.71	1.57	
18-jun.-10	23.3	23.3	972	38	7.7	1.70	11.00	1.428	33.58	0.33	0.15	0.11	43.55	223.04	1.30	289.27	2.38	
12-jul.-10	25.7	25.7	389.8	25.2	7.57	1.70	13.43	0.668	36.37	2.86	0.20	0.29	24.55	178.04	0.67	120.14	1.93	
23-jul.-10	27.2	27.2	472.3	33.8	7.22	1.70	16.29	0.461	12.48	0.30	0.05	0.54	17.42	256.60	1.40	358.07	1.09	
4-ago.-10	26.4	26.4	694	27.6	6.76	1.70	16.29	0.461	32.03	3.67	0.08	0.45	51.75	423.30	1.62	683.86	0.45	
20-ago.-10	25.9	25.9	514.9	32.4	5.77	1.70	11.60	0.092	34.05	16.52	0.39	0.64	9.52	86.30	0.28	24.11	0.34	
2-sep.-10	25.4	25.4	313.1	35.7	6.82	1.30	20.20	0.138	21.43	3.05	0.09	0.79	12.78	235.93	0.60	140.70	0.35	
17-sep.-10	24.5	24.5	97.4	36.4		1.70	9.57	0.138	20.78	3.32	0.06	0.73	15.82	357.77	0.76	272.44	0.15	
26-oct.-10	20.2	20.2	578.4	25.8	7.11	0.30	12.71	0.438	100.75	6.08	0.51	0.62	41.42	197.68	0.41	81.27	0.05	
11-nov.-10	17.3	17.3	181.7	34.4	7.65	2.00	10.38	0.184	26.47	1.79	0.06	0.18	12.39	478.01	0.47	223.78	0.10	
3-dic.-10	14.3	14.3	543.2	27	8.22	1.70	15.00	0.299	11.55	0.62	0.11	0.33	35.86	102.33	3.10	317.68	0.77	
16-dic.-10	14.5	14.5	531.3	21.4	8.28	1.70	8.87	0.438	27.88	1.76	0.19	0.35	55.41	149.52	1.99	297.17	0.16	
27-dic.-10	10.3	10.3	410.6	24.8	8.73	1.70	7.38	0.415	16.97	1.22	0.17	0.50	32.34	101.74	1.91	193.85	1.79	
14-ene.-11	14.1	14.1	471.2	27.7	8.59	1.70	10.88	0.921	51.94	0.95	0.12	0.24	34.42	432.93	0.66	286.86	0.26	
28-ene.-11	12.4	12.4	187.5	26.6	8.63	1.00	22.25		5.26	0.05	0.06	0.55	8.18	82.37	1.54	127.00	0.20	
10-feb.-11	13.1	13.1	372	20.1	9.13	1.30	10.63	0.622	93.23	0.73	0.11	0.47	25.64	887.09	0.27	243.91	4.94	
21-feb.-11	12.9	12.9	254.7	32.1	9.22	1.70	12.00	0.599	81.15	0.74	0.26	0.38	20.17	315.06	0.25	78.32	0.74	
10-mar.-11	13.3	13.3	206.4	24.5	8.63	2.10	7.37	0.461	121.71	3.87	0.30	0.54	26.04	405.77	0.21	86.82	0.14	
22-mar.-11	15.4	15.4	609.3	26.8	8.96	1.70	6.50	0.576	109.74	1.34	0.16	0.97	66.11	682.92	0.60	411.41	0.84	
12-abr.-11	17.2	17.2	671.6	27.9	7.84	1.70	9.67	1.681	76.37	0.26	0.08	0.44	22.81	954.17	0.30	284.96	2.95	
5-may.-11	20.9	20.9	809	29.7	8.02	1.70	14.17	0.368	62.58	1.40	0.08	0.47	19.05	776.01	0.30	236.20		

PUNTO 3B	TEMP. (°C)	RADIACIÓN (w m ⁻²)	SAL. (g/kg)	OD (mg/l)	SS (mg/l)	MODC (m ⁻¹)	DIN (µM)	NH ₄ ⁺ (µM)	DIP (µM)	PT (µM)	DSI (µM)	DIN:DIP	DSI:DIP	DSI:DIN	DSI:DIP	Chl-a (mg/m ³)
26-mar.-10	13.4	480.8	36.9	8.96	23.90	0.02	3.920	2.71	0.05	0.56	8.61	81.42	2.19	178.56	4.80	
16-abr.-10	14.9	61.27	34.5	7.79	36.60	0.02	57.000	2.91	0.05	0.22		1060.23			7.70	
28-abr.-10	17.8	139.54	36.5	8.89	26.30	0.35		3.52	0.01	0.21	4.72			439.06	1.60	
7-may.-10	18.1	777.8	35.8	7.72	14.20	0.25		0.87	0.16	0.24	4.87			30.18	6.00	
21-may.-10	18.3	942	37	8.33	29.50	1.15	39.600	1.30	0.11	0.88	1.01	368.26	0.03	0.67	249.47	1.80
4-jun.-10	17.48	244.1	36.9	7.48	17.20	0.35	8.020	2.82	0.02	0.37	5.36	373.03	0.67			
18-jun.-10	20.5	972	37.3	7.88	18.80	1.20	3.030	0.33	0.13	0.12		23.51	0.00			3.10
12-jul.-10	24.8	389.8	36.9	6.83	16.40	0.67	5.820	3.62	0.14	0.31	4.51	41.67	0.78		32.29	1.90
23-jul.-10	26.5	472.3	37.1	7.24	10.60	0.51		0.21	0.05	1.36	5.63			104.09	1.28	
4-ago.-10	26	694	37.4	6.85	13.10		4.450	1.44	0.03	0.46	4.73	137.06	1.06		145.79	0.30
20-ago.-10	26	514.9	37.7	5.13	15.30	0.35	16.830	14.62	0.21	0.72	5.20	79.83	0.31		24.67	0.14
2-sep.-10	22.9	313.1	37.5	6.95	14.70		3.850	1.83	0.09	0.39	2.69	43.64	0.70		30.48	0.19
17-sep.-10	21.6	97.4	37.2		10.90		6.730	1.72	0.03	0.89	5.23	233.83	0.78		181.85	0.22
26-oct.-10	20	578.4	35.5	6.69	10.25	0.46	24.350	3.97	0.18	0.34	9.79	132.19	0.40		53.14	0.21
11-nov.-10	17.4	181.7	37.2	7.47	14.63	0.18	7.340	1.70	0.03	0.17	5.65	235.32	0.77		181.19	0.20
3-dic.-10	14.5	543.2	37.5	8.08	11.38	0.00	1.490	0.23	0.04	0.21	1.95	38.50	1.31		50.34	0.36
16-dic.-10	14.6	531.3	37	7.81	12.30	0.21	4.360	1.64	0.04	0.38	4.47	102.22	1.03		104.90	0.70
27-dic.-10	12	410.6	36.8	8.61	10.80	0.18	3.420	0.67	0.05	0.39	5.88	71.13	1.72		122.43	0.10
14-ene.-11	13.8	471.2	37.6	8.32	14.80	1.15	8.260	0.37	0.06	0.14	4.36	132.68	0.53		70.10	0.49
28-ene.-11	12	187.5	37.2	7.78	5.30		8.930	0.54	0.14	0.49	3.22	61.82	0.36		22.27	0.09
10-feb.-11	12.8	372	37.3	8.82	12.00	0.12	6.370	0.44	0.08	0.38	1.25	80.50	0.20		15.79	1.79
21-feb.-11	12.6	254.7	37.1	9.15	10.90	0.46	7.370	0.55	0.16	0.35	1.39	45.52	0.19		8.59	0.52
10-mar.-11	12.7	206.4	37	8.67	5.90	0.42	9.310	2.16	0.11	0.54	1.69	87.98	0.18		15.94	0.46
22-mar.-11	13.8	609.3	36.7	8.81	12.30	0.46	8.670	0.39	0.04	0.47	2.06	209.86	0.24		49.82	0.49
12-abr.-11	18.3	671.6	33	7	8.60	0.48	20.310	0.20	0.06	0.49	5.38	363.08	0.26		96.15	2.35
5-may.-11		809	37.3		12.60	0.16	4.610	1.48	0.07	0.12	2.04	67.93	0.44		30.05	0.94

PUNTO 4	TEMP. (°C)	RADIACION (W.m ²)	SAL. (g/kg)	OD (mg/l)	SS (mg/l)	D.S. (m)	MODC (m)	DIN (µM)	NH ₄ ⁺ (µM)	DIP (µM)	PT (µM)	DSI (µM)	DIN:DIP	DSI:DIN	DSI:DIP	Chl-a (mg/m ³)
26-mar.-10	14.8	515.5	34.3	8.13	3.00	9.25	0.023	10.82	2.74	0.17	0.51	8.93	64.16	0.83	52.95	0.83
16-abr.-10	15.5	76.58	30	7.81	3.00	8.50	0.046	107.73	3.33	0.11	0.18	0.18	1001.90	0.68	357.75	2.80
28-abr.-10	18.2	249.60	32.3	8.35	8.75	8.75	0.507	22.60	0.94	0.04	0.04	15.39	525.39	0.68	357.75	1.72
7-may.-10	19.2	730.9	33	7.82	2.20	8.40	0.415		1.14	0.23	0.31	5.72	88.28	0.29	25.33	
21-may.-10	21.5	929	34.5	7.65	6.00	13.14	0.207	9.60	1.91	0.15	0.98	9.04	267.09	0.22	60.06	1.33
4-jun.-10	22.4	192.7	34.8	6.98	2.30	13.40	0.438		1.73	0.05	0.31					1.10
18-jun.-10	22.4	931	36.2	6.55	4.50	10.43	1.842	7.87	0.93	0.13	0.18	6.28	60.96	0.80	48.71	2.02
12-jul.-10	25.9	486.7	34.3	7.6	3.00	13.63	0.184	11.67	3.26	0.24	0.32	9.77	49.35	0.84	41.32	3.51
23-jul.-10	27.7	669.4	37.1	6.89	2.00	7.00	0.553	3.12	0.05	0.04	0.40	4.17	82.57	1.33	110.11	0.67
4-ago.-10	26.6	694	36.2	6.41	3.00	12.00	0.000	9.81	1.92	0.04	0.26	11.14	259.26	1.14	294.33	1.50
20-ago.-10	26.1	514.9	35.3	4.74	3.00	10.29		23.10	12.25	0.16	0.38	4.86	142.46	0.21	30.00	0.43
2-sep.-10	25.6	313.1	34.6	6.45	2.00	12.43	0.322	21.33	2.15		0.34	3.31		0.16		0.24
17-sep.-10	24.3	97.4	34.3	6.42	3.50	9.13	0.322	48.59	2.52	0.04	1.10	15.72	1232.44	0.32	398.71	0.07
26-oct.-10	20.2	328.6	34.4	5.96	1.60	15.50	0.461	41.44	4.21	0.16	0.30	15.05	255.53	0.36	92.83	0.60
11-nov.-10	17	227.3	34.6	7.43	2.50	11.63	0.276	28.60	1.38		0.16	9.79		0.34		0.17
3-dic.-10	13.6	358.6	35.1	7.96	3.00	12.13	0.023	6.67	0.47	0.04	0.19	9.79	161.18	1.47	236.58	0.86
16-dic.-10	14.3	532.1	32.7	8.11	3.70	9.88	0.461	12.56	1.62	0.05	0.23	9.51	235.70	0.76	178.59	0.21
27-dic.-10	11.5	441.9	33.7	8.86	3.00	10.75	0.092	9.06	0.77	0.10	0.43	13.02	91.90	1.44	132.06	0.10
14-ene.-11	14	508.9	31.8	8.36	4.00	10.88	0.668	41.28	1.43	0.19	0.12	32.00	222.84	0.78	172.73	0.04
28-ene.-11	12.2	268.8	30	8.09	1.20	8.63		81.26	0.28	0.27	0.44	28.04	303.28	0.35	104.67	0.25
10-feb.-11	13.3	282.4	34.9	8.69	4.10	9.00	0.115	26.75	0.47	0.07	0.29	6.48	362.04	0.24	87.72	1.75
21-feb.-11	11.7	266	36.1	9.19	3.50	10.13	0.599	12.49	0.37	0.16	0.32	3.38	79.75	0.27	21.56	1.38
10-mar.-11	12.9	142.8	34.2	8.16	1.80	9.63	0.461	34.94	2.22	0.15	0.64	7.18	238.23	0.21	48.97	1.63
22-mar.-11	14.1	697.3	36.8	8.45	2.50	11.25	0.415	28.13	1.14	0.03	0.53	9.27	897.33	0.33	295.71	0.50
12-abr.-11	17.9	742.1	34.3	8.01	3.50	10.71	0.599	32.76	0.15	0.07	0.50	7.69	499.62	0.23	117.33	2.09
5-may.-11	19.8	834	36.3	7.42	3.00	14.71	0.161	14.80	1.05	0.07	0.18	3.56	210.29	0.24	50.65	0.66

PUNTO 4B	TEMP. (°C)	RADIACIÓN (W.m ⁻²)	SAL. (g/kg)	OD (mg/l)	SS (mg/l)	MODC (m ²)	DIN (µM)	NH4+ (µM)	DIP (µM)	PT (µM)	DSi (µM)	DIN:DIP	DSi:DIN	DSi:DIP	Chl-a (mg/m ³)
26-mar.-10	13.2	515.5	36.9	8.89	15.30	0.07	3.256	1.53	0.18	0.37	11.91	18.02	3.66	65.90	0.61
16-abr.-10	14.8	76.58	34.5	8.26	9.00	0.00		1.72	0.05	0.19	1.70	66.08	0.48	31.62	1.40
28-abr.-10	17.7	249.60	36.5	8.8	11.50	0.16	15.374	2.28	0.08	0.09	2.51	204.26	0.16	33.35	1.41
7-may.-10	17.4	730.9	35.8	8.21	12.75	0.30		0.68	0.12	0.03	2.87	34.37	0.71	24.26	4.46
21-may.-10	18.9	929	37	8.48	11.71	0.92	16.426	1.42	0.13	0.96	3.04	70.55	0.33	23.52	1.57
4-jun.-10	20.6	192.7	36.9	7.67	19.17	0.60	6.454	2.36	0.08	0.20	3.18	85.74	0.49	42.31	0.73
18-jun.-10	20.2	931	37.3	7.85	8.57	0.85	8.089	1.91	0.10	0.17	11.86	83.58	1.47	122.53	1.91
12-jul.-10	24.2	486.7	36.9	7.09	10.86	0.28	4.436	2.84	0.20	0.38	2.60	21.71	0.59	12.74	0.93
23-jul.-10	26.7	669.4	37.1	6.54	9.86	0.58	2.194	0.77	0.02	0.46	4.72	135.28	2.15	290.89	0.46
4-ago.-10	25.4	694	37.4	6.5	18.29	0.25	4.999	2.90	0.03	0.29	5.15	184.96	1.03	190.49	0.29
20-ago.-10	26	514.9	37.7	6.6	12.00		5.236	3.89	0.06	0.05	2.50	80.73	0.48	38.54	0.09
2-sep.-10	22.9	313.1	37.5	7.09	16.86	0.09	4.474	1.87	0.08	0.64	2.63	59.32	0.59	34.83	0.09
17-sep.-10	21.5	97.4	37.2	8.75	8.75	0.09	7.798	1.18	0.04	0.63	4.28	212.12	0.55	116.51	0.09
26-oct.-10	20.3	328.6	35.5	7.07	17.38	0.28	15.020	1.98	0.05	0.33	6.16	324.18	0.41	132.96	0.60
11-nov.-10	17.4	227.3	37.2	7.69	11.25	0.37	5.275	0.91	0.03	0.20	2.19	204.41	0.41	84.68	0.24
3-dic.-10	13.9	358.6	37.5	7.3	11.00	0.00	1.517	0.32	0.04	0.31	2.50	41.84	1.65	68.88	0.20
16-dic.-10	13.7	532.1	37	8.54	12.88	0.16	2.536	1.15	0.07	0.30	3.44	35.26	1.35	47.77	0.26
27-dic.-10	12.1	441.9	36.8	8.71	18.63	0.00	2.148	0.81	0.07	0.55	3.83	32.68	1.78	58.27	0.17
14-ene.-11	13.7	508.9	37.6	8.66	12.25	0.78	3.180	0.51	0.07	0.09	2.41	45.57	0.76	34.50	0.39
28-ene.-11	12.1	268.8	37.2	8.17	5.63		6.781	0.05	0.07	0.37	1.73	92.15	0.25	23.37	0.23
10-feb.-11	12.5	282.4	37.3	8.97	10.25	0.12	3.636	1.11	0.07	0.34	0.27	55.03	0.08	4.14	5.54
21-feb.-11	12.5	266	37.1	9.19	11.00	0.60	4.005	0.32	0.14	0.28	0.31	29.01	0.08	2.25	1.14
10-mar.-11	12.6	142.8	37	8.84	14.00	0.28	5.051	1.11	0.06	0.56	0.69	77.84	0.14	10.56	0.41
22-mar.-11	13.5	697.3	36.7	9.17	11.13	0.28	5.882	0.53	0.05	0.15	0.92	109.47	0.16	17.14	0.41
12-abr.-11	16.5	742.1	33	8.19	11.67	0.35	4.057	0.04	0.07	0.33	0.69	61.87	0.17	10.57	0.94
5-may.-11		834	37.3		17.29	0.30	5.033	0.91	0.07	0.12	2.02	77.16	0.40	30.96	2.48

PUNTO 5	TEMP. (°C)	RADIACIÓN (w m ⁻²)	SAL. (g/kg)	OD (mg/l)	D.S.(m)	SS (mg/l)	MODC (m)	DIN (µM)	NH ₄ ⁺ (µM)	DIP (µM)	FT (µM)	DSI (µM)	DIN:DIP	DSi:DIN	DSi:DIP	Chl-a (mg/m ³)
26-mar.-10	14.8	480.8	34.5	9.21	3.50	9.50	0.023	7.99	2.42	0.05	0.57	11.97	165.82	1.50	165.82	1.23014477
16-abr.-10	14.7	61.27	33.9	8.25	3.50	8.75	0.345		1.84	0.05	0.03	0.79				2.20631353
28-abr.-10	18	139.54	32.4	7.68		10.00	0.875	20.55	0.57	0.03	0.11	3.05	637.02	0.15	637.02	1.72692113
7-may.-10	19	777.8	35.1	8.51	2.80	8.75	0.230	21.30	1.30	0.24	0.34	8.61	90.03	0.40	90.03	4.09877522
21-may.-10	21.5	942	35.4	8.77	6.00	18.29	0.069	4.86	1.33	0.13	0.88	5.73	246.85	0.53	246.85	1.66459945
4-jun.-10	21.8	244.1	35.6	7.52	3.00	12.80	0.576	13.27	1.29	0.05	0.27	7.05	76.16	0.59	76.16	1.18104257
18-jun.-10	21.6	972	36.4	7.74	6.00	8.14	0.921	6.26	1.65	0.08	0.19	3.67	83.18	0.59	83.18	0.35256489
12-jul.-10	25.3	389.8	35.7	7.28	2.00	14.14	0.115	7.48	1.65	0.16	0.19	6.91	46.36	0.92	46.36	1.5620499
23-jul.-10	27.7	472.3	37.3	6.74	3.00	7.86	0.530	2.06	0.05	0.03	0.39	5.08	76.16	2.47	76.16	0.31584197
4-ago.-10	26.4	694	35	6.68	3.00	8.00	0.000	12.43	1.42	0.08	0.25	7.44	164.27	0.60	164.27	0.32143774
20-ago.-10	26.1	514.9	35.8	5.47	3.50	10.14		16.48	4.45	0.14	0.41	9.40	121.93	0.57	121.93	2.7284685
2-sep.-10	24.7	313.1	35.4	6.71	3.00	13.00	0.000	20.50	2.35	0.05	0.50	7.49	411.99	0.37	411.99	0.17133489
17-sep.-10	24.2	97.4	34.7	34.7	3.50	8.63	0.000	52.20	1.16		0.75	16.10		0.31		0.0781929
26-oct.-10	20	578.4	36.3	7.34	2.00	14.75	0.368	12.88	1.27	0.14	0.20	4.75	91.93	0.37	91.93	0.10689248
11-nov.-10	16.5	181.7	35.7	8.64	2.00	10.38	0.230	25.13	0.77	0.04	0.15	7.64	563.18	0.30	563.18	0.07688492
3-dic.-10	13.5	543.2	36.5	8.51	3.00	10.75	0.023	3.15	0.31	0.05	0.16	5.73	58.27	1.82	58.27	1.7052105
16-dic.-10	13.8	531.3	35.8	8.42	2.00	10.25	0.138	5.32	1.05	0.07	0.31	6.36	73.96	1.20	73.96	0.50892488
27-dic.-10	11.4	410.6	34.3	8.91	3.00	10.63	0.046	7.71	0.82	0.10	0.73	10.07	80.22	1.31	80.22	0.03299992
14-ene.-11	13.8	471.2	36.4	8.64	5.00	10.75	0.668	22.44	0.39	0.07	0.09	8.34	321.52	0.37	321.52	0
28-ene.-11	11.9	187.5	34.2	8.84	1.25	17.50		31.84	0.48	0.22	1.19	7.06	145.09	0.22	145.09	0.44765235
10-feb.-11	13.1	372	37.4	9.23	4.60	10.00	0.115	15.88	0.40	0.25	0.26	4.18	64.00	0.26	64.00	0.4074627
21-feb.-11	12.5	254.7	36.6	9.25	4.00	10.00	0.461	5.78	0.25	0.15	0.32	2.96	38.88	0.51	38.88	0.7572825
10-mar.-11	12.5	206.4	36.1	12.78	1.70	9.63	1.059	19.66	1.80	0.12	0.63	4.64	169.52	0.24	169.52	0.22629405
22-mar.-11	13.9	609.3	36.6	9.13	1.00	12.13	0.345	11.66	0.71	0.05	0.24	1.65	227.64	0.14	227.64	0.51609938
12-abr.-11	18	671.6	35.9	7.86	8.10	20.83	1.474	27.81	0.08	0.06	0.33	3.22	497.16	0.12	497.16	1.306457
5-may.-11	19.7	809	36.8	8.65	3.00	11.86	0.207	8.31	0.95	0.06	0.11	2.62	132.58	0.32	132.58	0.7625652

PUNTO SB	TEMP. (°C)	RADIACIÓN (W m ⁻²)	SAL. (g/kg)	OD (mg/l)	SS (mg/l)	MODC (m ⁻¹)	DIN (µM)	NH ₄ ⁺ (µM)	DIP (µM)	PT (µM)	DSI (µM)	DIN:DIP	DSI:DIN	DSI:DIP	Chl-a (mg/m ³)
26-mar.-10	13.9	480.8	36.9	8.96	13.00	0.05	2.102	1.22	0.31	0.64	5.64	6.71	2.68	18.00	0.94
16-abr.-10	14.6	61.27	37.2	8.53	12.50	0.00	41.880	2.75	0.03	0.09	12.95	1298.28	0.31	401.37	2.80
28-abr.-10	18.1	139.54	36.5	8.66	14.17	0.09	5.204	0.68	0.08	0.11	2.01	69.14	0.39	26.71	1.68
7-may.-10	17.8	777.8	36.6	8.4	12.17	0.30	8.857	0.74	0.14	0.20	2.53	63.36	0.29	18.09	3.06
21-may.-10		942			14.70	0.32	9.117			0.03					1.60
4-jun.-10	21.1	244.1	36.9	7.81	43.20	0.80	6.104	2.01	0.01	0.54	4.52	567.65	0.74	420.18	1.02
18-jun.-10	19.2	972	37.3	8.24	10.29	0.81	7.707	1.40	0.10	0.15	5.16	79.63	0.67	53.35	1.98
12-jul.-10	25.2	389.8	37.1	7.4	12.57	0.14	3.085	1.59	0.24	0.25	3.34	13.04	1.08	14.10	0.70
23-jul.-10	27.7	472.3	37.2	6.62	10.57	0.41	2.203	0.56	0.02	0.49	3.84	135.87	1.74	236.53	0.31
4-ago.-10	26.1	694	37.6	6.82	14.71	0.02	2.031	0.97	0.04	0.18	1.71	53.69	0.84	45.13	0.28
20-ago.-10	26.1	514.9	37.5	6.35	13.14		7.875	5.90	0.06	0.53	1.19	132.44	0.15	20.00	0.09
2-sep.-10		313.1	37.6	7.23	13.57	0.05	3.404	1.07	0.05	0.36	2.33	72.11	0.68	49.30	1.36
17-sep.-10	20.4	97.4	37.4		8.25	0.05		1.21	0.04	0.73					0.07
26-oct.-10		578.4													
11-nov.-10	17.2	181.7	37.5	7.68	10.50	0.23	3.543	0.61	0.01	0.10	2.35	366.09	0.66	242.47	0.12
3-dic.-10	13.7	543.2	37.3	8.42	11.10	0.12	0.902	0.13	0.04	0.12	2.33	23.25	2.59	60.15	0.25
16-dic.-10	13.6	531.3	36.8	8.48	15.00	0.12	2.844	0.91	0.07	0.29	4.23	39.54	1.49	58.75	1.02
27-dic.-10	12	410.6	37.2	8.76	12.88	0.05	2.488	0.65	0.07	0.57		37.86			0.10
14-ene.-11	13.6	471.2	37.7	8.66	12.38	0.74	3.999	0.16	0.07	0.14	2.50	59.44	0.62	37.11	0.10
28-ene.-11	12.1	187.5	37.2	8.33	14.75		7.875	0.05	0.09	0.29	1.87	89.38	0.24	21.08	1.52
10-feb.-11	12.6	372	35.9	8.97	8.75	0.16	3.791	0.47	0.07	0.17	2.42	57.38	0.64	36.63	0.18
21-feb.-11	12.4	254.7	37.2	9.16	12.63	0.51	3.846	1.04	0.12	0.38	0.49	31.48	0.13	4.03	0.93
10-mar.-11	12.4	206.4	36.8	12.78	14.38	0.41	10.965	1.95	0.24	0.65	4.24	44.99	0.39	17.41	0.51
22-mar.-11	13.8	609.3	36.5	8.83	10.13	0.46	10.734	0.98	0.04	0.47	1.63	245.17	0.15	37.34	0.51
12-abr.-11	17.5	671.6	37.6	8.23	15.67	0.46	3.152	0.02	0.05	0.26	0.70	61.68	0.22	13.73	1.56
5-may.-11		809	37.3	8.34	13.57	0.23	2.982	0.81	0.09	0.09	1.21	34.77	0.40	14.08	0.48

PUNTO 6	TEMP. (°C)	RADIACIÓN (w m ⁻²)	SAL. (g/kg)	OD (mg/l)	D.S.(m)	SS (mg/l)	MODC (m ⁻¹)	DIN (µM)	NH ₄ ⁺ (µM)	DIP (µM)	PT (µM)	DSi (µM)	DIN:DIP	DSi:DIN	DSi:DIP	Chl-a (mg/m ³)
26-mar.-10	14.9	515.5	35.7	9.03	3.50	7.62	0.069	6.10	2.19	0.02	0.50	4.99	253.03	0.82	253.03	1.55
16-abr.-10	14.7	76.58	33	8.4	3.50	10.13	0.000		2.38	0.14	0.03	2.21				2.07
28-abr.-10	18.7	249.60	34.8	8.52		11.00	0.161	7.97	0.27	0.01	0.16	4.17	1594.91	0.52	1594.91	3.03
7-may.-10	17.9	730.9	36.1	8.35	5.00	7.50	0.368	10.64	0.50	0.12	0.22	2.94	89.98	0.28	89.98	1.99
21-may.-10	21.4	929	37	8.77	7.00	10.00	0.046	0.79	0.79	0.27	0.31	2.51	36.85	0.25	36.85	0.90
4-jun.-10	22.3	192.7	36.8	8.1	3.00	11.60	0.553	3.63	0.05	0.13	0.23	1.76	28.14	0.49	28.14	0.63
18-jun.-10	21.1	931	37.3	7.73	6.50	7.14	0.507	2.03	0.43	0.10	0.13	3.02	20.93	1.49	20.93	0.10
12-jul.-10	25.8	486.7	36	7.38	2.50	15.14	0.138	8.42	1.04	0.16	0.33	8.59	52.17	1.02	52.17	2.74
23-jul.-10	27.8	669.4	37.4	6.85	4.00	10.57	0.599	1.24	0.05	0.03	0.51	4.36	38.32	3.51	38.32	0.29
4-ago.-10	26.6	694	37.7	6.73	4.00	12.00	0.000	1.90	1.03	0.03	0.13	1.86	58.66	0.98	58.66	0.10
20-ago.-10	26.1	514.9	37.1	6.84	5.50	12.00		5.12	2.36	0.11	0.30	3.67	47.34	0.72	47.34	0.67
2-sep.-10	24.7	313.1	37.6	7.1	4.50	12.57	0.253	3.08	1.01	0.04	0.34	1.49	83.47	0.48	83.47	0.10
17-sep.-10	24.3	97.4	36.5	37.1	4.00	8.29	0.253	20.17	1.12	0.03	0.83	9.37	772.74	0.46	772.74	0.05
26-oct.-10	20	328.6	37.1	7.3	3.00	14.38	0.299	5.89	0.89	0.07	0.12	3.50	84.14	0.59	84.14	0.32
11-nov.-10	17	227.3	37.3	8.1	6.50	11.00	0.184	4.82	0.62	0.01	0.08	2.37	964.89	0.49	964.89	0.24
3-dic.-10	13.6	358.6	36.9	8.47	4.00	12.75	0.069	1.46	0.17	0.02	0.12	2.10	62.34	1.43	62.34	0.42
16-dic.-10	13.9	552.1	37.2	8.35	2.50	11.63	0.161	1.87	0.57	0.02	0.21	3.47	78.03	1.86	78.03	0.22
27-dic.-10	11.7	441.9	36.8	8.96	5.00	11.75	0.069	2.86	0.77	0.05	0.48	3.03	57.21	1.06	57.21	
14-ene.-11	13.9	508.9	37.5	8.74	10.00	10.75	0.645	3.85	0.09	0.05	0.09	2.57	81.52	0.67	81.52	0.11
28-ene.-11	11.8	268.8	36.8	9.38	1.40	14.13		8.27	0.05	0.06	0.56	1.89	145.45	0.23	145.45	0.28
10-feb.-11	12.7	282.4	37.5	9.37	6.00	5.50	0.092	7.67	0.25	0.06	0.18	2.93	120.81	0.38	120.81	0.06
21-feb.-11	12.7	266	37.2	9.25	6.00	10.13	0.967	9.53	0.69	0.12	0.42	0.57	78.06	0.06	78.06	1.38
10-mar.-11	12.5	142.8	36.8	9.22	2.20	9.87	0.599	6.74	0.57	0.07	0.50	0.80	92.93	0.12	92.93	0.31
22-mar.-11	14	697.3	36.5	9.34	3.80	9.87	0.553	6.76	0.81	0.04	0.66	0.81	154.36	0.12	154.36	0.60
12-abr.-11	17.8	742.1	36.9	8.46	9.20	12.67	1.152	5.81	0.01	0.08	0.40	0.78	72.58	0.13	72.58	1.57
5-may.-11	19	834	37.2	8.79	8.00	9.71	0.253	2.80	0.66	0.06	0.07	0.33	44.75	0.12	44.75	0.34

PUNTO 6B	TEMP. (°C)	RADIACIÓN (w m ⁻²)	SAL. (g/kg)	OD (mg/l)	SS (mg/l)	MODC (mg-DIN)	NH ₄ ⁺ (µM)	DIP (µM)	PT (µM)	DSI (µM)	DIN:DIP	DSI:DIP	Chl-a (mg/m ³)
26-mar.-10	13.6	515.5	37	9.46	32.38	0.01	2.994	2.19	0.06	0.43	49.70	1.05	52.30
16-abr.-10	15	76.58	36.2	8.5	10.63	2.56		1.76	0.04	0.03	221.77		2.72
28-abr.-10	16.3	249.60	36.9	8.65	27.63	0.23	4.251	1.11	0.01	0.20	395.32	0.32	126.79
7-may.-10	17.2	730.9	36.4	8.45	9.37	0.81	4.319	0.48	0.09	0.03	50.21	0.50	25.11
21-may.-10		929	37.4	8.77	55.20	0.12	2.025	2.02	0.17	0.84	32.23	1.54	49.50
4-jun.-10	21	192.7	37.3	7.86	14.40	1.08	3.066	0.14	0.01	0.71	285.18		0.46
18-jun.-10	20.5	931	37.4	7.9	9.14	0.14	1.390	0.38	0.10	0.24	14.37	2.33	33.50
12-jul.-10	23.8	486.7	37.4	7.44	8.14	0.23	5.591	1.27	0.11	0.30	52.00	0.17	8.94
23-jul.-10	27.7	669.4	37.4	6.7	23.71	0.60	0.927	0.14	0.02	0.46	42.88	2.91	124.73
4-ago.-10	24	694	37.2	7.07	17.43	0.01	4.360	2.44	0.01	0.22	806.53	1.69	1359.15
20-ago.-10	26	514.9	37.8	6.71	12.00		4.085	2.26	0.09	0.17	44.45	0.72	32.14
2-sept.-10	23.6	313.1	37.5	7.2	13.86	0.23	4.369	1.63	0.03	0.64	163.74	0.53	86.89
17-sept.-10	20.3	97.4	37.3		7.57	0.23	7.216	0.79	0.02	0.96	307.82	0.75	229.41
26-oct.-10		328.6		7.8									
11-nov.-10	17.1	227.3	37.3	7.96	10.75	0.16	3.213	0.38	0.01	0.06	642.61	0.58	374.40
3-dic.-10	13.7	358.6	37.5	8.5	11.50	0.00	1.194	0.32	0.03	0.15	45.83	3.03	138.71
16-dic.-10	14.1	532.1	36.9	8.35	11.25	0.05	1.568	0.59	0.02	0.20	84.10	2.19	184.27
27-dic.-10	11.9	441.9	37.6	8.79	10.38	0.09	0.998	0.02	0.06	0.48	16.64	5.01	83.33
14-ene.-11	13.5	508.9	37.6	8.73	11.20	0.71	3.484	0.22	0.04	0.13	77.97	0.92	72.01
28-ene.-11	11.8	268.8	37.2	8.65	28.00		8.031	0.05	0.05	0.42	161.94	0.19	30.71
10-feb.-11	12.5	282.4	37.4	9.03	5.63	0.12	2.242	0.38	0.07	0.26	30.35	0.15	4.67
21-feb.-11	12.5	266	37.5	9.8	9.87	1.04	9.043	0.50	0.11	0.26	79.20	0.12	9.48
10-mar.-11	12.6	142.8	37.2	8.84	15.63	0.46	5.508	1.17	0.08	0.43	73.33	0.10	7.45
22-mar.-11	13.7	697.3	37	9.22	10.13	0.51	4.632	0.78	0.04	0.48	127.53	0.17	21.74
12-abr.-11	16	742.1	37.5	8.31	12.83	0.30	2.753	0.02	0.05	0.75	59.47	0.16	9.60
5-may.-11		834	37.2		12.80	0.16	3.445	0.50	0.05	0.23	62.69	0.10	6.55
													0.78

PUNTO 7	TEMP. (°C)	RADIACIÓN (w.m ⁻²)	SAL. (g/kg)	OD (mg/l)	D.S.(m)	SS (mg/l)	MODC (m ⁻¹)	DIN (µM)	NH ₄ ⁺ (µM)	DIP (µM)	PT (µM)	DSI (µM)	DIN:DIP	DSI:DIN	DSI:DIP	Chl-a (mg/m ³)
26-mar.-10																
16-abr.-10																
28-abr.-10																
7-may.-10																
21-may.-10	22.9	942	31	8.72	2.00	11.33	0.200	36.54	3.24	0.19	0.97	13.95	188.81	0.38	72.09	3.00
4-jun.-10	25.2	244.1	33.9	8.07	2.20	16.80	0.507	11.41	0.36	0.01	0.97	16.42	1061.33	1.44	1526.96	14.19
18-jun.-10	21.7	972	23.4	6.95	2.50	10.00	0.599	18.88	2.18	0.17	0.19	36.27	109.73	1.92	210.82	1.28
12-jul.-10	27.1	389.8	24.5	7.26	2.00	18.67	0.691	25.00	0.05	0.15	0.57	35.79	166.06	1.43	237.74	19.34
23-jul.-10	27.5	472.3	32.4	5.7	2.00	6.86	0.921	12.40	3.24	0.06	0.90	22.67	208.57	1.83	381.23	0.97
4-ago.-10	27.3	694	35.3	6.12	2.40	12.57	0.023		2.97	0.11	0.32	16.36	168.38	0.86	144.11	0.80
20-ago.-10	27.2	514.9	33.4	5.36	1.50	12.17	0.092	26.53	10.37	0.05	0.70	17.74	530.59	0.67	354.75	1.29
2-sep.-10	26.2	313.1	36.1	4.85	1.50	12.71	0.276	99.08	0.85	0.06	0.43	8.13	194.38	0.67	129.88	1.46
17-sep.-10	24.4	97.4	27.2	6.85	2.00	11.50	0.276	12.17	2.86	0.07	1.06	24.38	1415.40	0.25	348.28	0.26
26-oct.-10	19.2	578.4	36.2	7.57	2.00	12.14	0.599	8.64	2.27	0.15	0.21	7.41	57.57	0.86	49.39	0.41
11-nov.-10	17	181.7	35.6	8	1.50	12.43	0.069	24.12	1.83	0.19	0.51	16.79	127.11	0.70	88.47	0.04
3-dic.-10	15.5	543.2	36.7	8.89	1.00	11.10	0.069	3.29	1.50	0.16	0.26	8.13	20.57	2.47	50.80	0.27
16-dic.-10	14.1	531.3	35.7	8.41	1.50	14.75	0.161	5.23	1.51	0.14	0.35	6.99	38.47	1.34	51.44	0.39
27-dic.-10	11.7	410.6	31.7	8.88	2.20	8.75	0.253	13.18	3.16	0.17	0.58	25.18	76.69	1.91	146.47	0.10
14-ene.-11	13.4	471.2	19.6	7.75	2.20	9.38	0.438	75.06	14.55	0.14	0.25	64.88	526.48	0.86	455.08	0.35
28-ene.-11	11.8	187.5	31.2	8.77	1.40	8.83		45.46	0.62	0.28	0.44	14.39	160.95	0.32	50.96	0.32
10-feb.-11	8.75	372	11.4	9.41	3.50	3.63	0.207	21.46	3.82	0.21	0.45	67.85	998.61	0.32	320.43	0.03
21-feb.-11	14	254.7	36.5	9.64	3.00	12.00	0.944	17.12	1.23	0.21	0.33	4.96	80.58	0.29	23.34	0.35
10-mar.-11	13.3	206.4	35.7	13.3	2.20	20.00	0.046	11.77	2.87	0.13	0.52	6.96	91.41	0.59	54.02	0.38
22-mar.-11	11	609.3	35.1	8.61	1.40	5.75	0.023	116.06	1.32	0.09	0.44	59.35	1240.85	0.51	634.56	0.69
12-abr.-11	17.7	671.6	24.2	7.74	3.50	7.38	0.484	108.00	0.26	0.18	0.56	7.70	611.98	0.07	43.63	1.75
5-may.-11	20.5	809	36	6.95	3.00	11.50	0.115	8.07	2.03	0.08	0.34	7.07	100.07	0.88	87.68	0.98

PUNTO 1	DIATOMEAS	DINOFLAGELADOS	EUGLENOFITAS	CLOROFICEAS	CRIFTOFITAS	PRASINOFICEAS	HAPTOFITAS	DICTYOCALES	CRISOFITAS	RAFIDOFITAS
26-mar.-10	3040	220	0	100	0	0	0	0	0	0
16-abr.-10	700	0	0	1200	0	0	0	0	0	0
28-abr.-10	260	40	0	280	0	0	0	0	0	0
7-may.-10	880	260	0	2500	0	0	0	0	0	0
21-may.-10	1120	80	0	0	0	0	0	0	0	0
4-jun.-10	480	80	3600	0	0	0	0	0	0	0
18-jun.-10	1060	60	0	0	0	0	0	0	0	0
12-jul.-10	1840	0	0	0	0	0	0	0	0	0
23-jul.-10	2360	86800	40	200	0	0	0	0	0	0
4-ago.-10	6560	160	0	0	0	0	0	0	0	0
20-ago.-10	24000	80	0	440	0	0	0	0	0	0
2-sep.-10	11920	0	0	0	0	0	0	0	0	0
17-sep.-10	1520	80	0	0	0	0	40	0	0	0
26-oct.-10	840	0	0	80	0	0	0	0	0	0
11-nov.-10	320	40	0	0	0	0	0	40	0	0
3-dic.-10	400	560	0	0	0	0	0	0	0	40
16-dic.-10	520	0	0	0	0	0	0	0	0	0
27-dic.-10	1560	0	0	0	0	40	0	0	0	0
14-ene.-11	2440	40	0	1160	0	0	0	0	0	0
28-ene.-11	440	0	0	0	0	0	0	0	0	0
10-feb.-11	1080	40	0	40	0	0	0	0	0	0
21-feb.-11	920	40	0	0	0	0	0	0	0	0
10-mar.-11	1520	40	0	0	0	0	0	0	0	0
22-mar.-11	3040	0	0	383045	0	0	0	0	0	0
12-abr.-11	3080	80	0	40	0	40	0	0	0	0
5-may.-11	1080	160	0	40	0	0	0	0	0	0

PUNTO 2	DIATOMEAS	DINOFLAGELADOS	EUGLENOFITAS	CLOROFICEAS	CRIFTOFITAS	PRASINOFICEAS	HAPTOFITAS	DICTYOCALES	CRISOFITAS	RAFIDOFITAS
26-mar.-10	21168	200	0	80	0	0	0	0	0	0
16-abr.-10	1180	140	0	8750	0	0	0	0	0	0
28-abr.-10	6990	300	0	35165	0	0	0	0	0	0
7-may.-10	260	100	0	420	0	0	0	0	0	0
21-may.-10	1360	60	0	320	0	0	0	0	0	0
4-jun.-10	12480	560	280	0	0	0	0	0	0	0
18-jun.-10	3040	280	480	2560	0	0	0	0	0	0
12-jul.-10	1920	280	0	0	0	0	0	0	0	0
23-jul.-10	1840	13520	40	0	0	0	0	0	0	0
4-ago.-10	1640	800	0	0	0	0	40	0	0	200
20-ago.-10	12640	40	80	640	0	0	0	0	0	0
2-sep.-10	240	0	0	0	0	0	40	0	0	0
17-sep.-10	1240	40	0	40	0	0	0	0	0	40
26-oct.-10	640	40	0	40	0	0	0	0	0	200
11-nov.-10	560	40	0	0	0	0	0	0	0	80
3-dic.-10	200	5720	40	0	0	0	0	0	0	0
16-dic.-10	600	80	0	0	0	0	0	0	0	0
27-dic.-10	600	0	0	0	0	0	0	0	0	0
14-ene.-11	360	40	0	0	0	0	0	0	0	0
28-ene.-11	720	80	0	0	0	0	0	0	0	0
10-feb.-11	2920	160	0	1560	0	0	0	0	0	0
21-feb.-11	480	200	0	40	0	0	0	0	0	0
10-mar.-11	560	0	0	0	0	0	0	0	0	0
22-mar.-11	128516	0	80	400260	0	0	0	0	0	0
12-abr.-11	1160	80	0	0	0	0	0	0	0	0
5-may.-11	1320	360	40	80	0	0	0	0	0	0

PUNTO 3	DIATOMEAS	DINOFLAGELADOS	EUGLENOFITAS	CLOROFICEAS	CRIFTOFITAS	PRASINOFICEAS	HAPTOFITAS	DICTYOCALES	CRISOFITAS	RAFIDOFITAS
26-mar.-10	261560	2500	160	0	0	0	0	0	0	0
16-abr.-10	1110	20	20	8740	0	0	0	0	0	0
28-abr.-10	196060	9968	80	0	0	0	0	0	0	0
7-may.-10	2940	480	20	20	0	0	0	0	0	0
21-may.-10	1040	960	40	0	0	0	0	0	0	0
4-jun.-10	2560	1720	240	0	0	0	0	0	0	0
18-jun.-10	2840	720	120	0	0	0	0	0	0	0
12-jul.-10	680	760	200	120	0	0	0	0	0	0
23-jul.-10	360	4040	200	0	0	0	0	0	0	0
4-ago.-10	320	1720	400	160	0	0	0	0	0	0
20-ago.-10	520	160	20	0	0	0	0	0	0	0
2-sep.-10	1680	3760	280	0	0	0	0	0	0	0
17-sep.-10	320	600	80	0	0	0	0	0	0	0
26-oct.-10	360	40	20	0	0	0	0	0	0	120
11-nov.-10	3000	120	20	0	0	0	0	0	0	40
3-dic.-10	2200	280	40	0	0	120	0	0	0	0
16-dic.-10	400	20	20	160	40	20	0	0	40	0
27-dic.-10	960	560	20	0	20	40	0	0	0	0
14-ene.-11	624	5960	20	40	20	80	0	0	0	0
28-ene.-11	520	20	40	0	20	120	0	0	0	0
10-feb.-11	1360	20	80	0	20	20	0	0	0	0
21-feb.-11	3920	920	40	0	20	40	0	0	0	0
10-mar.-11	1680	200	20	0	20	40	0	0	0	0
22-mar.-11	128436	20	120	2320	20	20	0	0	0	0
12-abr.-11	7240	320	20	640	20	20	0	0	0	0
5-may.-11	43525	10320	1440	110040	20	20	0	0	0	0

PUNTO 3B	DIATOMEAS	DINOFLAGELADOS	EUGLENOFITAS	CLOROFICEAS	CRIFTOFITAS	PRASINOFICEAS	HAPTOFITAS	DICTYOCALES	CRISOFITAS	RAFIDOFITAS
26-mar.-10	19000	840	120	0	0	0	0	0	0	0
16-abr.-10	11424	20	0	0	0	0	0	0	0	0
28-abr.-10	2100	180	0	0	0	0	0	0	0	0
7-may.-10	7100	200	0	0	0	0	0	0	0	0
21-may.-10	1040	960	40	0	0	0	0	0	0	0
4-jun.-10	6240	520	160	0	0	0	0	0	0	0
18-jun.-10	980	520	0	0	0	0	0	0	0	0
12-jul.-10	640	1320	80	0	0	0	0	0	0	0
23-jul.-10	3520	1320	0	0	0	0	0	0	0	0
4-ago.-10	200	320	40	0	0	0	0	0	0	0
20-ago.-10	600	40	0	0	0	0	0	0	0	80
2-sep.-10	320	120	0	40	0	40	0	0	0	240
17-sep.-10	440	5360	0	0	0	0	0	0	0	120
26-oct.-10	1200	20	0	0	0	0	0	0	0	240
11-nov.-10	520	240	0	0	0	0	0	0	0	0
3-dic.-10	280	3840	0	0	0	0	0	0	0	0
16-dic.-10	440	640	0	80	0	0	0	0	0	80
27-dic.-10	4360	120	0	0	0	0	0	0	0	40
14-ene.-11	680	80	0	40	0	0	0	40	0	0
28-ene.-11	600	2880	0	0	0	0	0	40	0	0
10-feb.-11	83800	160	0	0	0	0	0	0	0	0
21-feb.-11	10040	840	80	0	0	0	0	0	0	0
10-mar.-11	1960	120	40	0	0	0	0	0	0	0
22-mar.-11										
12-abr.-11	8200	2000	40	2040	0	0	0	0	0	0
5-may.-11	1320	1760	200	0	0	0	0	0	0	0

PUNTO 4	DIATOMEAS	DINOFLAGELADOS	EUGLENOFITAS	CLOROFICEAS	CRIFTOFITAS	PRASINOFICEAS	HAPTOFITAS	DICTYOCALLES	CRISOFITAS	RAFIIDOFITAS
26-mar.-10	52880	1240	60	0	0	0	0	60	0	0
16-abr.-10	12200	180	0	80	0	0	0	0	0	0
28-abr.-10	82388	1724	0	0	0	0	0	0	0	0
7-may.-10	20860	1500	0	40	0	0	0	0	0	0
21-may.-10	1960	7620	0	0	0	0	0	0	0	0
4-jun.-10	1440	1840	120	0	0	0	0	120	0	0
18-jun.-10	920	4440	0	40	40	40	0	0	0	40
12-jul.-10	1360	8920	280	0	0	0	0	280	0	0
23-jul.-10	1200	1480	80	0	0	0	0	80	0	0
4-ago.-10	600	0	160	0	0	0	0	160	0	0
20-ago.-10	2720	120	40	0	0	0	0	40	0	0
2-sep.-10	320	2680	0	0	0	0	0	0	0	40
17-sep.-10	400	360	120	0	0	0	0	120	0	80
26-oct.-10	1760	40	0	0	0	0	0	0	0	0
11-nov.-10	760	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3-dic.-10	720	360	0	0	0	0	0	0	0	0
16-dic.-10	1680	360	0	200	0	0	0	0	0	0
27-dic.-10	1400	80	40	0	0	0	0	40	0	40
14-ene.-11	40	720	40	0	0	0	0	40	0	0
28-ene.-11	3480	0	0	0	0	0	0	0	0	0
10-feb.-11	5160	480	80	0	0	0	0	80	0	0
21-feb.-11	10520	120	120	0	0	0	0	120	0	0
10-mar.-11	1920	240	40	0	0	0	0	40	0	0
22-mar.-11	9560	760	240	0	0	0	0	240	0	0
12-abr.-11	12840	1840	0	160	0	0	0	0	0	0
5-may.-11	920	7760	40	800	0	0	0	40	0	0

PUNTO 4B	DIATOMEAS	DINOFLAGELADOS	EUGLENOFITAS	CLOROFICEAS	CRIFTOFITAS	PRASINOFICEAS	HAPTOFITAS	DICTYOCALLES	CRISOFITAS	RAFIIDOFITAS
26-mar.-10	66972	140	0	0	0	0	0	0	0	0
16-abr.-10	5900	580	0	0	0	0	0	0	0	0
28-abr.-10	44744	940	0	0	0	0	0	0	0	0
7-may.-10	7060	100	200	0	0	0	0	0	0	0
21-may.-10	740	420	0	0	0	0	0	0	0	0
4-jun.-10	760	240	80	0	0	0	0	0	0	0
18-jun.-10	3240	640	200	0	0	40	0	0	0	0
12-jul.-10	1520	320	0	0	0	0	0	0	0	0
23-jul.-10	1000	360	120	0	0	0	0	0	0	0
4-ago.-10	480	40	0	0	0	0	0	0	0	0
20-ago.-10	700	480	0	0	0	0	0	0	0	0
2-sep.-10	1760	120	0	120	0	0	0	0	0	0
17-sep.-10	280	320	40	0	0	0	0	0	0	120
26-oct.-10	840	160	0	0	0	0	0	0	0	120
11-nov.-10	2160	240	0	0	0	0	0	0	0	40
3-dic.-10	560	9160	0	0	0	0	0	40	0	0
16-dic.-10	2320	160	0	0	0	0	0	0	0	40
27-dic.-10	1920	200	0	0	0	0	0	0	0	0
14-ene.-11	360	2760	0	0	0	0	0	0	0	40
28-ene.-11	1720	0	0	0	0	0	0	0	0	0
10-feb.-11	37880	560	360	0	0	0	0	0	0	0
21-feb.-11	6920	80	480	0	0	0	0	0	0	0
10-mar.-11	3640	80	120	0	0	0	0	0	0	0
22-mar.-11	102281	600	280	0	0	0	0	0	0	0
12-abr.-11	9400	1600	0	0	0	0	0	0	0	0
5-may.-11	760	480	0	0	0	0	0	0	0	0

PUNTO 5	DIATOMEAS	DINOFIAGELADOS	EUGLENOFITAS	CLOROFICEAS	CRIFTOFITAS	PRASINOFICEAS	HAPTOFITAS	DICTYOCALAS	CRISOFITAS	RAFIDOFITAS
26-mar.-10	44392	1260	60	0	0	0	0	0	0	0
16-abr.-10	9920	80	0	80	0	0	0	0	0	0
28-abr.-10	26080	2080	0	0	0	0	0	0	0	0
7-may.-10	8160	1060	0	0	0	0	0	0	0	0
21-may.-10	900	1580	0	0	0	0	0	0	0	0
4-jun.-10	440	960	360	0	0	0	0	0	0	0
18-jun.-10	1640	120	0	0	0	0	240	80	0	40
12-jul.-10	1200	3600	80	0	0	0	0	0	0	0
23-jul.-10	1740	2120	0	0	0	0	0	0	0	0
4-ago.-10	1720	1040	240	0	0	0	0	0	0	0
20-ago.-10	2640	120	40	0	0	0	0	0	0	0
2-sep.-10	880	80	80	0	0	0	0	0	0	0
17-sep.-10	400	320	200	0	0	0	0	0	0	120
26-oct.-10	1160	80	0	0	0	0	0	0	0	720
11-nov.-10	160	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3-dic.-10	240	960	0	0	0	0	0	0	0	0
16-dic.-10	880	200	40	0	0	0	0	0	0	40
27-dic.-10	2760	0	200	40	0	40	0	0	0	0
14-ene.-11	320	200	0	0	0	0	0	0	0	40
28-ene.-11	2000	360	40	0	0	0	0	40	0	0
10-feb.-11	7120	400	80	0	0	0	0	0	0	0
21-feb.-11	5880	160	400	0	0	0	0	0	0	0
10-mar.-11	1120	100	0	0	0	0	0	0	0	0
22-mar.-11	7680	760	120	0	0	0	0	0	0	0
12-abr.-11	5440	2120	40	0	0	0	0	0	0	320
5-may.-11	1040	1240	0	0	0	0	0	0	0	0

PUNTO 5B	DIATOMEAS	DINOFIAGELADOS	EUGLENOFITAS	CLOROFICEAS	CRIFTOFITAS	PRASINOFICEAS	HAPTOFITAS	DICTYOCALAS	CRISOFITAS	RAFIDOFITAS
26-mar.-10	2300	100	0	0	0	0	0	0	0	0
16-abr.-10	3620	220	0	0	0	0	0	0	0	0
28-abr.-10	53020	860	0	0	0	0	0	0	0	0
7-may.-10	2440	100	0	0	0	0	0	0	0	0
21-may.-10										
4-jun.-10	960	120	0	0	0	0	0	0	0	0
18-jun.-10	400	0	0	0	0	0	0	0	0	80
12-jul.-10	1930	160	40	0	0	0	0	0	0	0
23-jul.-10	680	120	40	0	0	0	0	0	0	0
4-ago.-10	760	120	40	0	0	0	0	0	0	80
20-ago.-10	1280	40	0	0	0	0	0	0	0	120
2-sep.-10	360	40	40	0	0	0	0	0	0	0
17-sep.-10	480	0	0	0	0	0	0	0	40	40
26-oct.-10										
11-nov.-10	960	40	0	0	0	0	0	0	0	0
3-dic.-10	400	680	0	0	0	0	0	0	0	0
16-dic.-10	1160	160	0	40	0	0	0	0	0	80
27-dic.-10										
14-ene.-11	680	240	40	0	0	0	0	0	0	0
28-ene.-11	2280	0	0	0	0	0	0	0	0	40
10-feb.-11	3000	40	0	0	0	0	0	40	0	0
21-feb.-11	3640	240	360	0	0	0	0	0	0	0
10-mar.-11	2840	280	0	200	0	0	0	0	0	0
22-mar.-11	5360	200	80	0	0	0	0	0	0	0
12-abr.-11	5600	440	0	0	0	0	0	0	240	0
5-may.-11	1400	4360	0	40	0	0	0	0	0	0

PUNTO 6	DIATOMEAS	DINOFLAGELADOS	EUGLENOFITAS	CLOROFICEAS	CRIFTOFITAS	PRASINOFICEAS	HAPTOFITAS	DICTYOCALES	CRISOFITAS	RAFIDOFITAS
26-mar.-10	412200	1060	0	0	0	0	0	0	0	0
16-abr.-10	5920	620	0	0	0	0	0	0	0	0
28-abr.-10	66532	2200	0	40	0	0	0	0	0	0
7-may.-10	2160	340	0	0	0	0	0	0	0	0
21-may.-10	158820	340	0	0	0	0	0	0	0	0
4-jun.-10	600	1560	0	0	0	0	0	0	0	0
18-jun.-10	720	1170	0	0	0	80	0	0	0	0
12-jul.-10	8760	1000	80	0	0	0	0	0	0	0
23-jul.-10	2240	2240	0	0	0	0	0	0	0	0
4-ago.-10	680	200	80	0	0	0	40	0	0	80
20-ago.-10	8640	360	360	0	0	0	0	0	0	0
2-sep.-10	720	80	80	0	0	0	0	0	0	160
17-sep.-10	1040	0	0	0	0	0	0	0	0	0
26-oct.-10	1200	240	0	0	0	0	0	0	0	120
11-nov.-10	360	120	0	0	0	0	0	0	0	80
3-dic.-10	280	560	0	0	0	0	0	0	0	0
16-dic.-10	400	200	0	0	0	40	0	0	0	0
27-dic.-10	1440	0	40	0	0	0	0	0	0	0
14-ene.-11	200	160	0	0	0	0	0	0	0	0
28-ene.-11	6040	160	0	0	0	0	0	0	0	40
10-feb.-11	5520	120	0	0	0	0	0	0	0	0
21-feb.-11	9280	240	0	0	0	0	0	0	0	0
10-mar.-11	7760	400	0	280	0	0	0	0	0	0
22-mar.-11	8640	120	40	0	0	0	0	0	0	0
12-abr.-11	5080	1640	40	0	0	0	0	0	0	0
5-may.-11	2040	440	80	0	0	200	0	0	0	0

PUNTO 6B	DIATOMEAS	DINOFLAGELADOS	EUGLENOFITAS	CLOROFICEAS	CRIFTOFITAS	PRASINOFICEAS	HAPTOFITAS	DICTYOCALES	CRISOFITAS	RAFIDOFITAS
26-mar.-10	42460	80	0	0	0	0	0	0	0	0
16-abr.-10	8800	0	0	0	0	0	0	0	0	0
28-abr.-10	2580	740	0	0	0	0	0	0	0	0
7-may.-10	2700	0	0	0	0	0	0	0	0	0
21-may.-10	960	120	0	0	0	0	0	0	0	0
4-jun.-10	969545	40	0	0	0	0	0	0	0	0
18-jun.-10	1080	400	160	0	0	0	0	0	0	0
12-jul.-10	560	400	40	0	0	0	0	0	0	0
23-jul.-10	720	200	0	0	0	0	0	0	0	0
4-ago.-10	240	40	0	0	0	0	0	0	0	0
20-ago.-10	560	800	280	0	0	0	0	0	0	0
2-sep.-10	1000	0	40	0	0	0	0	0	0	120
17-sep.-10	240	80	0	0	0	0	0	0	0	0
26-oct.-10										
11-nov.-10	520	200	0	0	0	0	0	0	0	160
3-dic.-10	200	240	0	0	0	0	0	40	0	0
16-dic.-10	1400	80	0	0	0	0	0	0	0	0
27-dic.-10	1440	40	0	0	0	0	0	0	0	0
14-ene.-11	320	40	0	0	0	0	0	0	0	0
28-ene.-11	1600	40	0	0	0	0	0	0	0	80
10-feb.-11	5360	0	0	0	0	0	0	0	0	0
21-feb.-11	1320	120	0	80	0	0	0	0	0	0
10-mar.-11	2200	0	0	0	0	0	0	0	0	0
22-mar.-11	61606	0	40	0	0	0	0	0	0	0
12-abr.-11	4080	80	40	0	0	0	0	0	0	0
5-may.-11	920	240	0	0	0	0	0	0	0	0

PUNTO 7	DIATOMEAS	DINOFLAGELADOS	EUGLENOFITAS	CLOROFICEAS	CRIFTOFITAS	PRASINOFICEAS	HAPTOFITAS	DICTYOCALAS	CRISOFITAS	RAFIIDOFITAS
26-mar.-10										
16-abr.-10										
28-abr.-10										
7-may.-10										
21-may.-10	880	1200	0	0	0	0	3229263	0	0	3229263
4-jun.-10	520	1080	2840	0	0	0	4547037	0	0	4547037
18-jun.-10	3480	680	2200	0	0	0	0	0	5320	0
12-jul.-10	1040	120	5880	0	0	0	0	0	0	0
23-jul.-10	2800	2840	80	200	0	0	0	0	0	0
4-ago.-10	1640	40	360	0	0	0	204825	0	0	204825
20-ago.-10	1280	400	280	0	0	0	0	0	0	0
2-sep.-10	1280	200	40	0	0	0	0	0	0	0
17-sep.-10	87686	160	0	0	0	0	0	0	0	0
26-oct.-10	880	40	0	0	0	0	0	0	0	0
11-nov.-10	320	40	0	0	0	0	0	0	0	0
3-dic.-10	440	960	1040	0	0	0	0	0	0	0
16-dic.-10	560	120	0	0	0	0	0	0	0	0
27-dic.-10	920	0	0	0	0	0	0	0	0	0
14-ene.-11	520	0	160	0	0	0	0	0	0	0
28-ene.-11	280	80	40	0	0	0	0	40	0	0
10-feb.-11	840	40	120	0	0	0	0	40	0	0
21-feb.-11	1040	40	160	40	0	0	0	0	0	0
10-mar.-11	1960	160	80	40	0	0	0	0	0	0
22-mar.-11	1200	40	0	0	0	0	0	0	0	0
12-abr.-11	1640	1200	0	0	0	0	0	0	0	0
5-may.-11	1220	11800	760	80	0	0	0	0	0	0

ANEXO B: DATOS CAMPAÑAS ÁREA COSTERA ABIERTA

VERANO 09	DIP (µM)	TP (µM)	NH ₄ ⁺ (µM)	NO ₂ ⁻ (µM)	NO ₃ ⁻ (µM)	DIN (µM)	DSIP (µM)	DSIDIP	DIN:DIP	DS:DIN	COND. (µS/cm)	SAL. (g/kg)	Chl-a (mg/m ³)
S1	0.13	0.46	0.05	0.20	8.98	9.23	2.70	21.6	73.8	0.3	55.3	36.7	1.57
S2	0.02	0.38	0.05	0.05	0.92	1.01	0.90	41.3	46.4	0.9	56.6	37.7	1.19
S3	0.04	0.25	0.48	0.05	1.83	2.36	0.75	19.2	60.6	0.3	56.6	37.7	1.31
A1	0.03	0.21	0.05	0.07	3.91	4.03	1.14	41.3	146.4	0.3	56.6	37.2	0.67
A2	0.02	0.20	0.05	0.03	2.88	2.88	0.98	61.3	179.3	0.3	56.8	37.6	0.80
A3	0.02	0.14	0.05	0.04	2.37	2.46	0.85	52.8	152.9	0.3	56.8	37.6	0.90
A4	0.08	0.40	1.69	0.98	29.20	31.87	19.21	242.5	402.3	0.6	46.5	30.1	3.08
A5	0.05	0.34	0.40	0.29	8.73	9.42	4.22	83.5	186.4	0.4	55.5	36.6	2.58
C1	0.03	0.25	0.05	0.05	0.82	0.91	0.54	16.4	27.4	0.6	56.6	37.8	0.32
C2	0.02	0.40	0.05	0.09	0.19	0.33	1.06	66.0	20.6	3.2	56.2	37.3	0.59
C3	0.07	0.16	0.05	0.09	1.60	1.74	0.77	11.0	24.9	0.4	56.6	37.4	0.68
C4	0.02	0.18	0.05	0.02	0.39	0.46	0.77	38.7	23.0	1.7	56.7	37.5	0.53
C5	0.04	0.16	0.22	0.13	5.53	5.88	2.62	67.1	150.7	0.4	56.3	37.2	1.58
D1	0.07	0.13	0.05	0.01	0.06	0.12	0.72	10.3	1.7	6.0	56.9	37.6	0.21
D3	0.08	0.19	0.05	0.02	1.64	1.71	0.78	9.8	21.4	0.5	56.8	37.6	0.36
D4	0.02	0.16	0.05	0.02	1.61	1.68	0.73	33.5	77.2	0.4	56.8	37.5	0.63
D5	0.04	0.35	0.05	0.06	0.33	0.44	0.71	15.9	9.7	1.6	56.9	37.6	0.23
D2	0.02	0.26	0.05	0.02	0.50	0.57	1.08	49.4	26.1	1.9	56.6	37.5	0.84
E1	0.04	0.25	0.05	0.01	0.63	0.69	0.78	20.0	17.7	1.1	56.5	37.6	0.36
E2	0.06	0.13	0.05	0.14	5.76	5.96	1.47	26.1	105.9	0.2	56.3	37.4	0.55
E3	0.09	1.92	0.05	0.03	1.27	1.35	0.57	6.3	15.0	0.4	56.7	37.6	0.94
F1	0.02	0.16	0.40	0.29	1.71	2.39	0.80	36.7	109.8	0.3	56.8	37.7	0.52
F2	0.02	0.17	0.05	0.02	3.19	3.26	0.56	34.9	202.9	0.2	56.8	37.9	0.19
F3	0.10	0.26	0.31	0.01	0.98	1.30	0.31	3.0	12.7	0.2	57	37.8	0.90
H1	0.04	1.42	0.40	0.66	34.10	35.15	9.85	220.1	785.1	0.3	51.2	33.5	4.34
H2	0.08	0.19	0.05	0.16	8.83	9.04	1.09	12.9	106.5	0.1	55.8	37.0	1.71
RS	0.18	2.85	2.03	0.95	26.65	29.63	12.75	69.8	162.3	0.4	51.4	33.8	1.85
WV	0.15	0.49	0.05	0.64	35.48	36.17	8.26	55.8	244.3	0.2	50	32.6	2.46
Z1	0.02	0.17	0.05	0.08	1.56	1.69	0.80	36.7	77.5	0.5	56.3	37.2	0.41
Z2	0.07	0.19	0.40	0.29	3.33	4.01	0.90	12.9	57.3	0.2	56.2	37.3	0.52
Z3	0.06	0.13	0.14	0.03	0.67	0.84	0.78	13.0	14.0	0.9	57	37.8	0.40
Z4	0.06	0.19	0.05	0.07	4.04	4.16	0.81	13.5	69.3	0.2	57	37.8	0.18
Z5	0.03	0.24	0.05	0.01	1.65	1.71	0.55	20.1	62.1	0.3	56.8	37.6	0.31
Z6	0.07	0.13	0.05	0.01	0.17	0.23	0.49	7.1	3.3	2.1	57	37.8	0.41
Z7	0.05	0.41	0.05	0.07	1.93	2.06	0.47	9.3	40.7	0.2	56.9	37.7	0.55
Z8	0.13	0.39	0.05	0.04	0.60	0.69	0.27	2.2	5.5	0.4	56.9	37.7	0.90
Z9	0.09	0.13	0.05	0.03	0.40	0.48	0.63	7.0	5.4	1.3	56.7	37.5	0.85

VERANO 10	DS _s (mg/l)	SS (mg/l)	MODC (mg/l)	DIP (µM)	TP (µM)	NH ₄ ⁺ (µM)	NO ₂ ⁻ (µM)	NO ₃ ⁻ (µM)	DIN (µM)	DSI (µM)	DSH:DIP	DIN:DP	DSH:DN	COND. (µS/cm)	SAL. (g/kg)	RI	OD (mg/l)	OD (%)	TEMP. (°C)	C-a (mg/m ³)	
S1	1.0	14.0	0.00	0.04	0.27	0.64	0.25	2.10	2.99	3.64	84.23	69.14	1.22	56.5	37.5	7.95	6.79	87.5	28.4	0.21	
S2	1.0	14.4	0.00	0.04	0.26	0.51	0.17	2.36	3.04	2.35	62.09	80.34	0.77	56.6	37.6	7.95	6.55	85.5	29.2	0.09	
S2'S																					
S2'B																					
S3	0.5	12.0	0.14	0.14	0.32	0.37	0.39	2.73	3.49	4.01	29.64	25.81	1.15	56.4	37.4	7.94	6.87	88.4	28.5	0.06	
S4																					
A1	3.3	9.0	0.25	0.05	0.35	1.26	0.25	5.33	6.84	2.70	50.01	126.61	0.39	56.7	37.7	7.88	6.97	87.3	27	0.03	
A2	3.3	12.4	0.30	0.05	0.33	0.94	0.17	3.29	4.40	6.35	130.52	90.49	1.44	56.7	37.7	7.88	6.9	86.6	26.9	0.05	
A3	3.0	10.3	0.71	0.06	0.11	1.36	0.20	3.80	5.36	3.70	57.09	82.63	0.69	56.5	37.6	7.88	6.9	86.7	26.9	0.06	
A4	3.4	7.0	0.07	0.08	0.74	3.70	0.72	8.80	13.22	6.12	80.83	174.69	0.46	55.4	36.7	7.85	7.13	90.7	27.8	0.15	
A5	4.3	10.4	0.14	0.04	0.12	0.54	0.27	3.53	4.34	5.26	121.68	100.32	1.21	56.6	37.6	7.93	7.14	89.9	27.2	0.04	
B1	6.6	8.7	0.18	0.05	0.61	0.84	0.14	3.39	4.37	4.78	88.38	80.93	1.09	56.6	37.6	7.97	7.07	88.5	26.9	0.03	
B2S	6.8	11.1	0.21	0.02	0.23	1.21	0.14	2.86	4.21	5.02	231.96	194.52	1.19	56.6	37.6	7.93	7.02	88.5	27	0.04	
B2B																					
B3	6.2	12.6	0.44	0.04	0.16	3.96	0.21	2.71	6.88	5.37	142.05	181.75	0.78	56.6	37.6	7.9	7.1	89.3	27	0.03	
C1	10.0	9.4	0.48	0.13	0.90	0.24	4.22	5.36	2.34	54.10	123.94	0.44	1.25	56.4	37.5	8	6.95	87.1	26.9	0.06	
C2	9.0	10.4	0.28	0.04	0.09	1.30	0.18	1.35	2.83	3.52	93.06	74.73	1.25	56.8	37.8	7.72	7.02	87.8	26.8	0.05	
C3S	10.5	7.4	0.55	0.03	0.14	2.20	0.24	2.43	4.87	6.97	214.77	150.11	1.43	56.7	37.7	7.87	7.06	88.9	27.1	0.05	
C3B		11.4	0.14	0.04	0.23	0.48	0.11	2.21	2.80	4.02	106.14	74.08	1.43	56.6	37.7	7.89	6.61	81.5	26.2	0.04	
C4	10.0	8.9	0.21	0.03	0.22	0.65	0.14	2.38	3.17	2.50	92.54	117.45	0.79	56.6	37.6	7.86	7.09	89.1	27.1	0.02	
C5	8.5	10.4	0.32	0.04	0.11	0.62	0.30	4.46	5.38	6.23	164.54	142.29	1.16	56.4	37.5	7.95	7.07	89.3	27.4	0.05	
D1	10.0	9.0	0.14	0.02	0.22	0.43	0.11	5.09	5.63	4.21	194.62	260.28	0.75	56.4	37.5	7.81	7.01	87.3	26.6	0.02	
D2	11.0	7.9	0.18	0.04	0.19	0.67	0.19	2.86	3.72	4.25	112.33	98.39	1.14	56.6	37.6	7.93	7.05	87.4	26.2	0.02	
D3	13.7	8.1	0.35	0.04	0.20	0.70	0.23	3.05	3.98	5.43	125.47	91.98	1.36	56.6	37.6	7.92	7.08	88.9	27.1	0.03	
D4	7.0	8.9	0.23	0.04	0.18	0.67	0.14	2.95	3.76	4.82	111.41	86.87	1.28	56.7	37.7	7.89	7.07	88.9	27.1	0.03	
D5	10.5	9.7	0.30	0.04	0.16	0.62	0.19	8.58	9.39	7.39	170.92	217.09	0.79	56.1	37.3	7.91	7.1	89.6	27.2	0.05	
E1	10.0	8.9	0.18	0.77	0.17	0.50	0.19	4.05	4.74	4.26	5.51	6.13	0.90	56.5	37.5	7.95	7.05	88	26.7	0.02	
E2S	17.0		0.37	0.04	0.28	0.51	0.15	2.87	3.53	4.81	111.17	81.57	1.36	56.6	37.6	7.92	7.03	87.7	26.8	0.02	
E2B		9.1	0.37	0.04	0.33	1.54	0.11	3.75	5.40	5.51	127.34	124.80	1.02	56.8	37.8	7.92	7.16	86.8	25.3	0.07	
E3	7.0	10.0	0.37	0.23	0.71	1.63	0.13	2.75	4.51	3.39	14.93	19.89	0.75	56.7	37.7	7.89	7.01	88	27.2	0.02	
F1	17.0	12.1	0.32	0.05	0.36	0.90	0.16	3.15	4.21	4.29	88.20	86.53	1.02	56.7	37.7	8	7.01	87.6	26.7	0.02	
F2S	17.0	7.9	0.51	1.03	0.29	0.53	0.19	3.39	4.11	4.68	4.55	4.00	1.14	56.6	37.6	7.98	6.99	87.5	26.9	0.02	
F2B		11.9	0.76	0.10	0.52	1.37	0.14	0.66	2.17	2.13	21.92	22.25	0.99	56.8	37.7	7.86	7.53	88.6	23.5	0.05	
F3	14.0	10.1	0.48	0.64	0.25	0.83	0.15	4.13	5.11	0.00	0.00	7.94	0.00	56.7	37.7	7.89	7.05	89	27.3	0.02	
H1	3.0	7.9	0.07	0.05	0.26	1.96	0.41	34.15	36.52	6.78	125.50	675.64	0.19	53.1	35	7.87	6.82	84.6	26.8	0.11	
H2	4.5	9.0	0.25	0.06	0.63	2.26	0.63	9.60	12.49	11.81	198.68	210.06	0.95	55.3	36.7	7.9	6.69	83.5	26.7	0.05	
OU	12.5	9.1	0.48	1.06	1.78	12.40	1.76	4.91	19.07	5.26	4.94	17.91	0.28	55.2	36.6	7.88	7.09	88.4	26.8	0.03	
RS	0.1	20.4	0.41	0.08	1.17	8.02	1.03	7.97	17.02	14.42	190.50	224.90	0.83	52.6	34.6	7.91	6.86	89.9	29.2	0.45	
WV	1.0	15.6	0.07	0.07	0.40	0.80	0.13	3.15	4.08	3.71	52.84	58.04	0.91	56.6	37.6	8.01	6.66	88.3	30.3	0.15	

OTONOX10	D.S.(m)	SS (mg/l)	MODC (m ⁻¹)	DIP (µM)	TP (µM)	NH ₄ ⁺ (µM)	NO ₃ ⁻ (µM)	NO ₂ ⁻ (µM)	NO ₃ ⁻ (µM)	DIN (µM)	DSI (µM)	DSi:DP	DIN:DIP	DSi:DIN	COND. (µS/cm)	SAL. (g/kg)	HL	OD (mg/l)	OD (%)	TEMP. (°C)	Chl-a(mg/m ³)	
S1	0.7	12.8	0.05	0.01	0.15	0.10	0.09	0.91	1.09	1.19	1.19	88.63	81.52	1.09	57.5	37.4	8.16	8.13	93.5	22.2	0.20	
S2	0.7	10.0	0.07	0.02	0.22	0.19	0.15	1.03	1.36	3.31	3.31	180.14	73.95	2.44	56.6	37.1	8.08	8.38	94.0	21.3	0.27	
S2'S																						
S2'B																						
S3	0.7	12.5	0.07	0.02	0.18	0.34	0.11	1.82	2.28	3.00	3.00	128.54	97.55	1.32	56.6	37.1	8.09	8.02	90.7	21.4	0.18	
S4	0.7	12.9	0.18	0.04	0.24	0.28	0.22	2.70	3.20	4.86	4.86	127.06	83.64	1.52	56.2	36.8	8.11	8.05	90.4	21.0	0.17	
A1	3.0	7.9	0.02	0.06	0.19	0.19	0.11	1.53	1.83	2.92	2.92	50.34	31.60	1.59	57.1	36.7	8.16	7.71	85.1	20.2	0.21	
A2	2.5	9.1	0.02	0.02	0.19	1.55	0.09	1.38	3.01	3.53	3.53	151.46	129.13	1.17	57	36.7	8.11	7.54	84.1	20.7	0.15	
A3	2.5	10.5	0.12	0.05	0.20	0.27	0.09	0.97	1.34	1.77	1.77	36.75	27.75	1.32	56.9	36.8	8.17	7.4	82.3	20.5	0.19	
A4	1.7	13.4	0.05	0.07	0.31	0.47	0.16	2.03	2.66	4.28	4.28	63.00	39.09	1.61	57.4	36.9	8.16	7.26	80.7	20.5	0.32	
A5	1.7	12.6	0.09	0.07	0.35	0.73	0.14	1.54	2.41	1.71	1.71	23.40	32.97	0.71	56.6	37.1	8.15	7.48	82.8	20.1	0.15	
B1	3.5	9.3	0.09	0.07	0.22	0.36	0.11	0.75	1.22	1.23	1.23	16.79	16.69	1.01	56.6	37.2	8.16	7.38	82.6	20.9	0.12	
B2S	4.0	9.9	0.12	0.07	0.26	0.48	0.12	0.85	1.16	1.39	1.39	19.66	16.40	1.20	56.7	37.3	8.17	7.27	81.3	20.9	0.11	
B2B	10.0	0.46	0.06	0.06	0.20	0.69	0.10	0.73	1.51	1.45	1.45	26.05	27.19	0.96	56.7	37.1	8.17	7.21	80.6	20.9	0.15	
B3	3.0	11.4	0.14	0.06	0.17	0.88	0.13	0.92	1.93	1.48	1.48	26.70	34.66	0.77	56.7	37.3	8.16	7.37	82.3	20.7	0.15	
C1	3.5	11.3	0.12	0.07	0.14	0.30	0.09	1.01	1.40	1.39	1.39	20.43	20.61	0.99	57.2	37.3	8.14	7.36	82.3	20.8	0.13	
C2	5.0	9.1	0.05	0.06	0.15	0.55	0.08	0.88	1.51	1.47	1.47	26.43	27.10	0.98	57.4	37.3	8.2	7.15	80.0	21.0	0.09	
C3S	4.0	11.4	0.05	0.03	0.17	0.35	0.09	0.79	1.23	1.85	1.85	65.53	43.36	1.51	57.1	37.0	8.22	7.3	81.6	20.7	0.13	
C3B	3.0	9.5	0.09	0.08	0.21	0.44	0.11	1.43	1.97	1.90	1.90	25.13	26.15	0.96	55.8	36.1	8.2	7.12	79.9	21.1	0.13	
C4	4.5	10.0	0.09	0.07	0.21	0.31	0.11	1.03	1.44	1.79	1.79	26.30	21.20	1.24	56.8	36.9	8.19	7.31	81.9	20.9	0.14	
C5	3.5	9.6	0.12	0.09	0.30	0.56	0.17	1.44	2.16	1.58	1.58	17.52	23.96	0.73	56.6	37.0	8.2	7.43	82.9	20.5	0.18	
D1	4.0	9.1	0.14	0.07	0.17	0.33	0.12	0.73	1.18	0.96	0.96	13.19	16.11	0.82	57.7	37.4	8.19	7.21	80.7	21	0.10	
D2	5.0	10.5	0.16	0.11	0.25	0.57	0.13	0.84	1.55	1.58	1.58	15.00	14.70	1.02	56.9	36.9	8.17	7.04	78.9	21.1	0.08	
D3	4.0	9.1	0.07	0.07	0.16	0.55	0.12	0.74	1.41	1.49	1.49	20.46	19.33	1.06	57.3	37.1	8.2	7.31	81.8	20.8	0.13	
D4	4.0	10.8	0.14	0.07	0.30	1.13	0.12	0.78	2.03	1.52	1.52	23.20	30.91	0.75	56.8	37.1	8.22	7.31	81.5	20.8	0.13	
D5	2.0	9.6	0.09	0.08	0.40	1.01	0.22	3.50	4.73	1.62	1.62	19.52	57.13	0.34	55.5	36.0	8.2	7.28	79.8	20.1	0.14	
E1	5.5	10.0	0.07	0.07	0.20	0.35	0.10	0.85	0.80	1.37	1.37	18.75	10.99	1.71	56.8	37.4	8.15	7.34	82.2	21.0	0.10	
E2S	4.5	11.4	0.21	0.06	0.24	0.56	0.11	0.34	1.01	1.42	1.42	24.40	17.44	1.40	56.5	36.8	8.16	7.21	81.1	21.2	0.12	
E2B	10.6	0.14	0.06	0.06	0.21	0.86	0.15	0.75	1.76	1.42	1.42	24.48	30.31	0.81	56.5	37.2	8.13	7.06	79.7	21.3	0.13	
E3	4.0	9.8	0.16	0.06	0.20	1.09	0.13	1.11	2.32	1.37	1.37	21.70	36.80	0.59	56.5	37.2	8.16	7.43	82.7	20.6	0.17	
F1	5.0	9.4	0.16	0.05	0.22	0.39	0.08	0.56	1.03	1.41	1.41	27.82	20.30	1.37	56.9	37.5	8.18	7.08	79.8	21.3	0.07	
F2S	3.0	5.5	0.07	0.07	0.21	0.93	0.15	0.75	1.83	3.48	3.48	49.44	26.00	1.90	56.1	36.6	8.13	7.14	80.3	21.3	0.07	
F2B	9.8	0.18	0.08	0.72	0.30	0.14	0.20	1.51	20.03	15.91	1.26	15.91	15.91	1.26	56.5	37.2	8.14	6.96	78.7	21.4	0.06	
F3	4.5	9.5	0.18	0.08	0.23	0.66	0.14	0.61	1.41	1.39	1.39	17.24	17.56	0.98	56.7	37.4	8.18	7.22	81.2	21.1	0.06	
H1	1.0	15.8	0.16	0.10	0.37	1.29	0.18	7.73	9.20	9.52	9.52	97.40	94.06	1.04	55.9	35.7	8.09	6.82	75.5	20.3	0.08	
H2	2.0	10.1	0.07	0.04	0.35	0.74	0.16	3.49	4.99	3.41	3.41	89.26	114.98	0.78	56.5	36.2	8.1	7.23	79.9	19.6	0.15	
OU	3.5	9.1	0.25	1.91	1.84	3.41	1.97	4.57	9.95	7.34	7.34	3.84	5.20	0.74	54.8	35.9	8.12	7.26	81.3	20.9	0.11	
RS	0.5	9.9	0.00	0.22	0.68	0.95	0.79	15.53	17.26	28.11	28.11	126.69	77.82	1.63	43.8	27.8	8.09	8.07	90.7	21.0	0.17	
WV	0.8	10.4	0.05	0.03	0.18	0.14	0.08	0.91	1.13	0.51	0.51	19.85	43.73	0.45	56.4	36.8	8.12	8.07	91.4	21.7	0.18	

INVERNO 10-11	DS (mm)	SS (mg/l)	MODC (m ³)	DIP (µM)	TP (µM)	NH ₄ ⁺ (µM)	NO ₃ ⁻ (µM)	NO ₂ ⁻ (µM)	DIN (µM)	DSi (µM)	DSi:DIP	DIN:DIP	DSi:DN	COND. (µS/cm)	SAL. (g/kg)	pH	OD (mg/l)	OD (%)	TEMP.(°C)	Chl-a(mg/m ³)		
S1	0.5	24.3	1.428	0.014	0.34	0.07	0.19	0.18	1.97	3.30	3.56	1.11	79.13	254.43	0.31	57.0	37.3	8.14	9.45	90.6	13.3	4.0
S2	0.5	48.1	0.484	0.071	0.36	0.12	0.18	0.12	1.97	2.27	0.63	8.89	31.87	0.28	57.2	37.4	8.14	9.72	94	14.1	14.1	4.9
S2'S																						
S2'B																						
S3	0.5	43.9	0.99	0.065	0.50	0.11	0.21	0.21	3.22	3.54	1.12	17.21	54.38	0.32	56.6	37.0	8.15	9.41	90.1	13.4	4.4	
S4	0.5	59.1	0.691	0.147	0.33	0.28	0.23	0.33	1.52	2.03	1.54	10.42	13.76	0.76	57.1	37.2	8.16	9.46	91.4	13.8	11.1	
A1	3.3	13.1	0.553	0.001	0.31	0.05	0.24	0.30	2.30	2.39	0.53	416.21	2038.99	0.20	56.9	37.4	8.16	9.80	93.2	13.1	2.2	
A2	3.5	10.4	0.484	0.039	0.33	0.05	0.19	0.29	2.53	0.85	21.59	64.31	0.34	57.2	37.3	8.16	9.78	92.7	13	2.0		
A3	3.0	9.6	0.737	0.008	0.42	0.04	0.20	0.33	3.37	1.08	141.34	442.37	0.32	57.3	37.4	8.15	9.76	93	13.1	1.9		
A4	2.0	16.6	0.484	0.020	0.68	0.03	0.29	0.55	5.86	2.91	143.28	288.26	0.50	56.6	36.9	8.15	9.74	94.9	14.1	4.7		
A5	4.0	11.1	0.760	0.033	0.42	0.05	0.17	0.22	3.14	0.51	15.57	95.00	0.16	57.1	37.3	8.16	9.74	94.3	13.9	1.3		
B1	5.0	11.9	0.230	0.014	0.40	0.05	0.13	0.13	1.39	0.13	9.24	99.47	0.09	57.4	37.4	8.16	9.79	92.9	13.1	0.9		
B2B	16.9			0.014	1.47	0.05	0.26	1.46	1.77	1.77	0.13	9.24	126.45	0.07	57.4	37.4	8.16	9.70	87.5	13.1	1.5	
B2B	16.9			0.014	1.47	0.05	0.26	1.46	1.77	1.77	0.13	9.24	126.45	0.07	57.4	37.4	8.16	9.70	87.5	13.1	1.5	
B3	4.5	11.6	1.128	0.014	0.33	0.05	0.27	1.89	2.21	0.35	24.74	158.34	0.16	57.4	37.4	8.17	9.82	93.1	12.9	2.2		
C1	7.5	5.9	0.046	0.014	0.49	0.41	0.18	2.30	2.90	2.33	166.78	207.15	0.81	57.2	37.4	8.14	9.85	93.4	12.9	1.8		
C2	8.0	7.9	0.852	0.027	0.39	0.36	0.20	1.50	2.05	0.58	21.59	76.86	0.28	57.2	37.4	8.13	9.84	93.2	12.9	2.5		
C3S	7.5	7.9	0.461	0.027	0.56	0.29	0.19	1.53	2.01	0.69	25.85	75.27	0.34	57.5	37.5	8.15	9.27	87.9	13	1.3		
C3B	13.5	16.1	0.161	0.033	0.46	0.13	0.15	1.05	1.33	0.18	5.41	40.37	0.13	57.2	37.3	8.16	9.21	86.9	12.7	1.5		
C4	5.5	11.0	0.553	0.027	0.43	0.05	0.18	1.97	2.20	1.03	38.43	82.37	0.47	57.3	37.4	8.16	9.83	92.9	12.8	1.7		
C5	5.0	10.9	0.783	0.027	0.24	0.05	0.19	1.50	1.73	0.39	14.77	64.95	0.23	56.9	37.4	8.17	9.80	94.2	13.5	1.2		
D1	8.0	9.9	0.806	0.027	0.52	0.03	0.18	1.91	2.11	0.29	10.96	79.18	0.14	57	37.5	8.16	9.76	92.3	12.8	0.1		
D2	8.0	10.0	0.829	0.027	0.68	0.18	0.18	1.02	1.39	0.19	7.06	51.93	0.14	57.5	37.4	8.16	9.82	92.9	12.8	1.6		
D3	8.0	11.3	0.691	0.027	0.25	0.01	0.17	0.93	1.11	0.17	6.35	41.43	0.15	57.4	37.4	8.16	9.78	92.6	12.8	1.1		
D4	7.5	8.4	0.599	0.058	0.31	0.08	0.19	2.15	2.41	0.75	12.84	41.28	0.31	57.4	37.5	8.12	8.16	92.9	12.7	1.9		
D5	6.0	10.5	0.415	0.039	0.32	0.01	0.18	2.09	2.27	0.28	7.19	57.65	0.12	57.2	37.4	8.16	9.87	93.2	12.8	1.4		
E1	9.0	9.5	0.392	0.027	0.42	0.05	0.21	1.23	1.49	0.06	2.31	55.96	0.04	57.4	37.4	8.13	9.81	92.7	12.8	0.8		
E2S	8.5	10.3	0.345	0.027	0.36	0.05	0.18	1.27	1.49	0.12	4.48	55.96	0.08	57	37.5	8.12	9.10	87	13	1.4		
E2B	11.3	0.415	0.033	0.21	0.04	0.31	0.72	1.07	1.07	0.02	0.70	32.33	0.02	57	37.5	8.08	9.11	85.8	12.6	1.6		
E3	9.5	7.6	0.668	0.065	0.37	0.05	0.23	1.62	1.90	0.03	0.43	29.39	0.01	56.9	37.5	8.16	9.84	92.7	12.7	0.9		
F1	8.0	12.1	0.645	0.027	0.39	0.20	0.30	0.87	1.37	0.07	2.67	51.43	0.05	57.6	37.5	8.15	9.72	92.2	12.9	1.0		
F2S	10.0	5.5	0.875	0.065	0.27	0.05	0.21	1.51	1.77	0.12	1.84	27.27	0.07	57.1	37.6	8.11					1.2	
F2B	10.0	6.45	0.027	0.14	0.05	0.19	0.67	0.91	0.03	1.23	34.12	0.04	57.1	37.6	8.13	9.01	84.6	12.6	1.7			
F3	9.0	10.5	0.576	0.027	0.16	0.05	0.23	0.90	1.18	0.04	1.41	44.40	0.03	57	37.6	8.11	9.75	93.4	13.4	1.1		
H1	4.2	11.8	0.668	0.033	0.46	0.05	0.29	14.23	14.56	5.84	176.66	440.86	0.40	55.1	36.0	8.15	9.59	91.5	13.6	2.6		
H2	4.0	12.4	0.207	0.001	0.38	0.03	0.19	4.27	4.49	0.88	695.42	3533.17	0.20	56.7	37.2	8.13	9.68	92.6	12.9	2.5		
O1	8.0	10.0	0.576	0.005	0.43	0.05	0.44	2.27	2.76	1.23	245.47	552.32	0.44	56.6	37.2	8.1	9.80	93	13	1.5		
RS	0.2	63.3	0.668	0.058	0.52	0.17	0.49	7.84	8.51	6.21	106.33	145.51	0.73	55.8	36.3	8.14	9.41	90.3	13.5	11.7		
WV	0.7	24.4	0.875	0.052	0.31	0.28	0.20	3.81	4.28	1.36	26.13	82.21	0.32	57.1	37.2	8.13	9.51	90.9	13.43	4.2		

PRIMAVERA II	ID.S.(ml/SS)	MODC (m ⁻¹)	DIP (µM)	TIP (µM)	NH ₄ ⁺ (µM)	NO ₂ ⁻ (µM)	NO ₃ ⁻ (µM)	DIN (µM)	DSi (µM)	DSi:DIP	DIN:DIP	DSi:DIN	COND. (µS/cm)	SAL. (g/kg)	pH	OD (mg/l)	OD (%)	TEMP. (°C)	Chl-a (mg/m ³)	
S1	0.8	6.3	0.12	0.025	0.10	0.56	0.10	3.10	3.76	5.71	228.34	150.24	1.52	55.3	37.3	8.22	7.97	92.2	22.7	0.09
S2	0.8	12.9	0.14	0.025	0.15	0.69	0.10	3.00	3.79	1.26	50.52	151.47	0.33	55.2	37.3	8.19	8.20	92.5	21.2	0.07
S2'S																				
S2'B																				
S3	8.0	8.1	0.12	0.025	0.21	0.85	0.12	5.18	6.15	3.21	128.25	246.01	0.52	55.3	37.4	8.17	7.99	93.1	22.8	0.03
S4	0.5	13.0	0.12	0.025	0.10	0.16	0.16	19.39	19.70	5.64	225.59	788.14	0.29	54.1	36.5	8.21	7.94	92.6	23	0.29
A1	2.5	10.0	0.21	0.025	0.25	0.43	0.07	1.24	1.74	0.84	33.66	69.55	0.48	55	37.2	8.2	8.99	100	20.6	0.20
A2	3.0	10.9	0.37	0.025	0.14	0.28	0.11	1.32	1.71	0.92	36.96	68.25	0.54	55.1	37.2	8.22	8.98	99.8	20.4	0.24
A3	2.7	6.6	0.23	0.025	0.40	0.65	0.13	2.26	3.04	1.30	51.99	121.76	0.43	55.2	37.6	8.18	8.99	99.1	20.2	0.14
A4	2.5	13.5	0.23	0.025	0.31	0.77	0.15	26.49	27.42	12.08	483.23	1096.79	0.44	50	33.5	8.13	8.23	92.5	21.1	0.22
A5	2.0	14.1	0.28	0.025	0.11	0.80	0.13	3.07	3.99	1.74	69.65	159.78	0.44	55	36.9	8.2	8.54	95	20.7	0.16
B1	3.5	10.0	0.35	0.025	0.15	0.69	0.09	1.01	1.79	0.81	32.21	71.50	0.45	55.2	37.3	8.24	9.04	100.1	20.5	0.05
B2S	3.0	12.4	0.39	0.025	0.15	0.92	0.08	0.67	1.67	0.43	17.06	66.65	0.26	55.2	37.3	8.24	9.11	100	19.9	0.11
B2B	12.3	0.32	0.025	0.39	0.58	0.09	0.73	1.40	0.56	22.25	56.05	0.40	55.4	37.2	8.21	8.40		16.8	0.08	
B3	3.0	12.1	0.30	0.025	0.20	0.66	0.11	2.29	3.06	1.48	59.05	122.44	0.48	54.9	37.1	8.21	8.84	98.4	20.7	0.21
C1	3.0	7.9	0.14	0.025	0.24	0.58	0.10	1.98	2.66	1.31	52.36	106.53	0.49	55.2	37.2	8.18	8.96	99.8	20.7	0.15
C2	6.0	8.9	0.21	0.025	0.27	0.51	0.08	0.85	1.43	1.05	42.09	57.35	0.73	55.3	37.3	8.2	9.10	100.2	20.2	0.02
C3S	3.0	13.0	0.18	0.025	0.47	0.34	0.14	1.59	2.07	0.83	33.29	82.90	0.40	55.1	37.2	8.21	9.04	100.2	20.4	0.12
C3B	10.1	0.28	0.025	0.22	0.59	0.12	1.55	2.26	1.42	56.76	90.21	0.63	55.4	37.5	8.18	8.30		18	0.12	
C4	3.5	13.0	0.14	0.025	0.34	0.59	0.11	2.56	3.05	1.49	59.69	122.04	0.49	54.9	37.1	8.21	8.98	99.2	20.4	0.17
C5	2.0	13.6	0.23	0.025	0.17	0.74	0.12	5.53	6.39	3.23	129.18	255.67	0.51	54	36.4	8.21	8.48	93.1	20.5	0.15
D1	3.5	6.4	0.32	0.025	0.41	0.36	0.08	1.55	1.99	1.33	53.09	79.61	0.67	55.3	37.3	8.21	9.13	100.6	20.3	0.16
D2	4.5	10.1	0.28	0.025	0.39	0.35	0.13	1.99	2.47	1.35	54.07	98.81	0.55	55	37.2	8.22	9.05	100.2	20.5	0.11
D3	3.5	7.4	0.48	0.025	0.27	0.27	0.13	4.44	4.84	2.31	92.38	193.60	0.48	54.7	37	8.2	8.98	99.6	20.4	0.31
D4	3.5	11.4	0.37	0.025	0.15	0.56	0.17	4.53	5.25	2.53	101.04	210.10	0.48	54.7	36.7	8.21	8.79	96.7	20.4	0.11
D5	1.0	11.9	0.28	0.025	0.26	0.87	0.13	8.24	9.24	5.18	207.10	369.77	0.56	53.4	36.7	8.2	8.64	95.7	20.5	0.21
E1	3.0	11.3	0.23	0.025	0.19	1.31	0.10	2.00	3.41	0.73	29.18	136.34	0.21	55	37.1	8.23	9.07	100.8	20.6	0.25
E2S	3.5	11.9	0.16	0.025	0.22	0.42	0.16	2.67	3.26	0.96	38.27	130.36	0.29	55	36.9	8.24	9.05	100.3	20.4	0.22
E2B	11.6	0.37	0.025	0.33	0.46	0.05	0.74	1.26	1.78	1.17	71.17	50.23	1.42	55.8	37.5	8.18	7.80		17	0.13
E3	6.0	13.5	0.30	0.025	0.42	0.43	0.11	2.14	2.68	1.75	69.87	107.15	0.65	54.4	36.7	8.22	8.79	96.5	19.8	0.15
F1	4.0	11.4	0.37	0.025	0.06	1.04	0.13	1.40	2.57	2.61	104.50	102.97	1.01	54.9	36.8	8.24	9.04	100.8	20.7	0.20
F2S	3.5	8.7	0.25	0.025	0.53	0.45	0.16	2.29	2.90	1.30	52.12	116.20	0.45	55.1	37.2	8.26	9.30	100.8	20.4	0.15
F2B	12.4	0.25	0.025	0.17	0.50	0.05	0.59	1.14	1.13	45.19	45.70	0.99	56.1	37.8	8.18	8.20	100.8	20.2	0.07	
F3	7.5	8.1	0.30	0.025	0.13	0.49	0.07	3.17	3.74	2.64	105.58	149.61	0.71	55	37.2	8.25	9.07	100	20.1	0.15
H1	4.0	12.1	0.23	0.025	0.24	0.43	0.13	16.71	17.27	4.11	164.55	690.91	0.24	55.7	36.2	8.19	8.94	100.4	21	0.33
H2	3.5	8.7	0.14	0.025	0.31	0.47	0.14	6.49	7.09	6.08	243.37	283.51	0.86	54.3	36.6	8.21	8.77	97.8	20.7	0.18
O1	3.5	10.9	0.37	0.025	0.22	0.47	0.16	6.69	7.32	4.45	178.10	292.63	0.61	54.1	36.5	8.18	9.02	98.4	19.6	0.10
RS	0.2	27.7	0.23	0.025	0.26	0.45	0.32	20.78	21.54	9.52	380.86	861.75	0.44	45.5	30.2	8.12	7.95	92.4	22.7	0.76
WV	0.9	16.6	0.53	0.025	0.18	0.78	0.08	1.26	2.12	1.10	43.92	84.70	0.52	55.2	37.3	8.2	8.13	94.2	22.8	0.14

VERANO II	D.S.(m)	SS (mg/l)	MODC (m ⁻¹)	pDP (µM)	TP (µM)	NH ₄ ⁺ (µM)	NO ₂ ⁻ (µM)	NO ₃ ⁻ (µM)	NO ₃ ⁻ (µM)	DIN (µM)	DIP (µM)	DSDIP	DIN:DIP	DSE:EDIN	COND. (µS/cm)	SAL. (g/kg)	pH	OD (mg/l)	OD (%)	TEMP. (°C)	Chl-a (mg/m ³)
S1	0.8	15.7	0.30	0.011	0.19	0.17	0.07	0.26	0.50	2.85	262.22	45.69	5.74	56.5	37.5	8.15	7.63	116.9	26	1.52	
S2	0.8	16.2	0.32	0.005	0.25	0.15	0.06	0.82	1.03	2.76	551.08	206.52	2.67	56.5	37.5	8.17	7.54	115.5	26	0.92	
S2S	3	13.8	0.58	0.065	1.65	0.25	0.07	0.46	0.78	2.24	34.27	12.01	2.85	56.4	37.4	8.17	7.20	88.5	26.1	1.64	
S2B	3	17.7	0.74	0.021	0.20	0.19	0.06	0.88	1.13	2.26	108.66	54.35	2.00	56.3	37.4	8.08	7.10	88.3	25.9	1.31	
S3	0.8	15.0	0.14	0.005	0.31	0.19	0.05	0.72	0.96	2.70	539.77	191.79	2.81	56.5	37.5	8.16	8.00	122.53	26	1.16	
S4	0.7	17.7	0.09	0.005	0.34	1.29	0.09	3.42	4.80	4.56	911.82	960.00	0.95	56.3	37.4	8.17	7.83	119.9	26	1.42	
A1	3.5	17.3	0.41	0.005	0.40	0.15	0.08	0.83	1.06	2.10	420.55	211.07	1.99	56.4	37.5	8.16	7.21	88.4	25.7	0.97	
A2	4.3	13.5	0.30	0.005	0.24	1.15	0.05	0.20	0.40	2.09	418.50	79.07	5.29	56.4	37.4	8.17	7.40	90.6	25.7	0.96	
A3	3.1	14.5	0.46	0.005	0.27	1.52	0.06	0.21	1.79	1.86	372.25	358.00	1.04	56.4	37.5	8.17	7.44	91.3	25.5	1.83	
A4	3.4	15.3	0.32	0.006	0.24	0.17	0.14	2.70	3.01	2.92	492.86	507.93	0.97	56.5	37.5	8.16	7.28	90.8	27.3	0.58	
A5	3.5	12.7	0.48	0.005	0.34	0.23	0.06	1.11	1.40	3.22	644.96	280.64	2.30	56.4	37.5	8.17	7.35	90.7	25.8	0.58	
B1	6	12.5	0.48	0.005	0.21	0.28	0.09	0.35	0.72	3.08	616.73	144.69	4.26	56.3	37.4	8.18	7.60	93.6	25.9	0.90	
B2S	6	12.7	0.32	0.005	0.21	0.17	0.13	0.34	0.64	2.86	572.38	127.43	4.49	56.5	37.5	8.17	7.40	91.3	25.6	0.71	
B2B	6	11.8	0.48	0.005	0.20	0.19	0.05	0.21	0.45	2.11	421.17	89.79	4.69	56.5	37.5	8.18	7.30	90.7	25.7	0.49	
B3	6	12.2	0.46	0.005	0.20	0.18	0.05	0.68	0.91	2.43	485.69	182.34	2.66	56.5	37.6	8.18	7.46	97.6	25.6	0.57	
C1	7	14.5	0.44	0.006	0.23	0.17	0.06	0.10	0.33	1.78	300.63	56.35	5.34	56.3	37.4	8.19	7.65	94.1	25.8	0.71	
C2	7	12.7	0.44	0.011	0.46	0.23	0.05	0.18	0.46	0.97	89.36	42.54	2.10	56.3	37.4	8.17	7.64	94.1	26	0.44	
C3S	8	13.7	0.71	0.005	0.29	0.20	0.05	0.15	0.39	2.84	568.55	78.81	7.21	56.3	37.4	8.17	7.60	94	26	0.58	
C3B	8	14.2	0.76	0.021	0.17	0.23	0.06	0.11	0.40	1.74	83.67	19.16	4.37	56.5	37.5	8.16	7.40	91.3	25.7	0.53	
C4	9	14.0	0.74	0.005	0.24	0.21	0.08	0.09	0.38	1.40	280.78	75.23	3.73	56.4	37.5	8.16	7.65	93.3	25.6	0.35	
C5	6	12.3	0.37	0.005	0.32	0.33	0.10	1.00	1.43	3.53	705.44	286.57	2.46	56.3	37.4	8.17	7.47	92.4	26.2	0.45	
D1	6	13.3	0.48	0.011	0.33	0.20	0.08	0.18	0.47	2.95	271.37	42.84	6.33	56.2	37.4	8.13	7.65	94.5	25.7	0.51	
D2	7	13.8	0.60	0.011	0.36	0.25	0.10	0.17	0.51	2.68	246.36	46.85	5.26	56.3	37.4	8.16	7.66	94.1	25.9	0.63	
D3	7	12.5	0.53	0.005	0.33	0.17	0.30	0.52	0.99	2.59	517.94	197.67	2.62	56.3	37.4	8.17	7.64	93.8	25.7	0.32	
D4	11	11.7	0.71	0.005	0.35	0.22	0.05	0.12	0.38	2.30	459.48	76.68	5.99	56.5	37.5	8.16	7.56	92.6	25.7	0.21	
D5	7	12.7	0.46	0.001	0.50	0.15	0.10	1.23	1.49	3.28	3316.32	1502.29	2.21	56.3	37.4	8.16	7.53	94.43	25.6	0.45	
E1	9	12.2	0.37	0.050	0.24	0.25	0.06	0.10	0.42	3.41	67.52	8.32	8.12	56.3	37.4	8.17	7.62	93.4	25.5	0.32	
E2S	7	12.2	0.64	0.021	0.47	0.33	0.05	0.24	0.62	1.93	93.13	30.06	3.10	56.3	37.4	8.17	7.35	91	26	0.67	
E2B	7	12.8	0.41	0.011	0.32	0.24	0.06	0.90	1.20	1.82	167.60	110.27	1.52	56.5	37.6	8.16	7.25	88.6	25.6	0.44	
E3	7.3	11.3	0.81	0.065	0.59	0.25	0.40	5.24	5.89	3.85	58.97	90.29	0.65	56.1	37.2	8.14	7.55	92.5	25.6	0.42	
F1	11	11.7	0.35	0.005	0.24	0.19	0.06	0.38	0.63	3.27	653.02	125.79	5.19	56.5	37.5	8.18	7.66	93.6	25.4	0.26	
F2S	11	10.7	0.55	0.016	0.51	0.28	0.07	0.40	0.75	1.43	90.39	47.61	1.90	56.5	37.6	8.17	7.50	92.4	25.9	0.31	
F2B	11	12.2	0.53	0.005	0.29	0.28	0.03	0.64	0.95	1.10	219.56	190.69	1.15	56.4	37.6	8.17	7.40	91.3	25.5	0.46	
F3	10	12.2	0.53	0.041	0.50	0.50	0.07	0.49	1.06	3.18	78.52	26.17	3.00	56.4	37.5	8.14	7.63	93.3	25.6	0.52	
H1	3.5	11.3	0.37	0.005	0.32	0.17	0.39	6.02	6.58	5.48	1095.79	1316.88	0.83	55.9	37.1	8.14	7.91	98.7	26.8	3.52	
H2	5	13.2	0.30	0.005	0.29	0.14	0.24	6.47	6.85	5.05	1010.48	1369.62	0.74	55.8	37.1	8.16	7.54	92.9	26.4	0.99	
O1	8.3	12.8	0.32	0.970	1.47	2.39	1.89	21.93	26.21	7.84	8.08	27.02	0.30	53.9	35.6	8.12	7.50	91.8	25.7	0.47	
R5	0.25	17.2	0.21	0.115	0.35	1.35	1.55	18.46	21.36	15.96	139.11	186.18	0.75	53.9	35.6	8.14	7.91	118.5	26	3.58	
WV	0.9	18.8	0.16	0.005	0.27	0.16	0.06	0.79	1.01	3.29	658.99	201.98	3.26	56.5	37.5	8.16	7.82	119.7	26	2.02	

VERANO 09	DINOFLAGELADOS	DIATOMIAS	HAPTOFITAS	RAFIDOFITAS	CRISOFITAS	CRIFTOFITAS	DICTYOCALLES	EUGLENOFITAS	CLOROFICEAS	PRASINOFICEAS	CELULAS TOTALES
S1	340	20825	0	1700	0	0	0	0	0	0	22865
S2	2040	105800	0	340	0	0	0	3400	0	0	111580
S3	80	920	0	120	0	0	0	0	120	0	1240
A1	20	3200	0	0	0	0	0	20	0	0	3240
A2	120	1520	0	80	0	0	0	160	0	0	1880
A3	80	1280	0	0	0	0	0	0	40	0	1400
A4	1024	37550	0	0	0	0	0	3410	0	0	41984
A5	1760	1040	0	0	0	0	0	280	0	0	3080
C1	200	4000	0	0	0	0	0	120	0	0	4320
C2	320	5040	0	40	0	0	0	80	0	0	5480
C3	0	600	0	400	0	0	0	400	0	0	1400
C4	200	800	0	40	0	0	0	0	0	0	1040
C5	280	5960	0	0	0	0	0	0	0	0	6240
D1	200	7320	0	160	0	0	0	0	0	0	7680
D3	280	6480	0	0	0	0	0	0	0	0	6760
D4	80	640	0	0	0	0	0	0	40	0	760
D5	280	320	0	0	0	0	0	120	40	0	760
D5	240	1600	0	0	0	0	0	80	0	0	1920
E1	360	8840	0	0	0	0	0	0	0	0	9200
E2	480	16080	0	0	0	0	0	120	0	0	16680
E3	240	3640	0	0	0	0	0	0	0	0	3880
F1	200	10040	0	40	0	0	0	40	0	0	10320
F2	40	1320	0	40	0	0	0	0	0	0	1400
F3	120	640	0	120	0	0	0	160	0	0	1040
H1	2200	1160	0	0	0	0	0	1240	0	0	4600
H2	60	21520	0	0	0	0	0	100	20	0	21700
RS											
WV	2390	54620	0	340	0	0	0	0	6820	0	64170
Z1	240	520	0	80	0	0	0	0	40	0	880
Z2	160	720	0	40	0	0	0	0	0	0	920
Z3	160	8960	0	40	0	0	0	0	0	0	9160
Z4	120	5680	0	0	0	0	0	0	0	0	5800
Z5	240	3080	0	0	0	0	0	0	0	0	3320
Z6	680	8720	0	40	0	0	0	40	0	0	9480
Z7	320	7280	0	0	0	0	0	0	0	0	7600
Z8	80	640	0	120	40	0	0	0	0	0	880
Z9	280	1120	0	0	0	0	0	0	0	0	1400

VERANO 10	DINOFLAGELADOS	DIATOMEAS	HAPTOFITAS	RAFIIDOFITAS	CRISOFITAS	CRIOFITAS	DICIVOCALES	EUGLENOFITAS	COLORHCEAS	PRASINOFICEAS	CELULAS TOTALES
S1	40	2680	0	0	0	0	0	0	20	0	2740
S2	200	560	0	0	0	0	0	0	0	0	760
S2'S											
S2B											
S3	260	320	0	0	0	0	0	0	0	0	580
S4											
WV	160	1980	0	0	0	0	0	0	40	0	2180
A1	20	3200	0	0	0	0	0	0	20	0	3240
A2	260	1160	0	0	0	0	0	0	20	0	1440
A3	80	1280	0	0	0	0	0	0	40	0	1400
A4	1220	16620	0	0	0	0	0	0	0	0	17840
A5	280	492140	0	0	0	0	0	0	200	0	492620
B1	160	960	0	40	0	0	0	0	0	0	1160
B2S	80	760	0	0	0	0	0	0	0	0	840
B2B											
B3	0	1080	0	0	0	0	0	0	0	0	1080
C1	120	400	0	0	0	0	0	0	120	0	640
C2	40	160	0	0	0	0	40	120	0	0	360
C3S	80	2320	0	80	0	0	0	40	0	0	2520
C3B	40	840	0	0	0	0	0	0	0	0	880
C4	320	320	0	0	0	0	0	0	0	0	640
C5	120	2280	0	120	0	0	0	40	0	0	2560
D1	40	200	0	40	0	0	0	0	0	0	280
D2	120	480	0	0	0	0	0	0	0	0	600
D3	0	720	40	0	0	0	0	0	0	0	760
D4	200	200	0	40	0	0	0	0	0	0	440
D5	120	9760	0	0	0	0	0	40	0	0	9920
E1	40	200	0	80	0	0	0	0	0	0	320
E2S	40	200	0	40	0	0	0	0	0	0	280
E2B	0	440	0	0	0	0	0	120	0	0	560
E3	0	600	0	0	0	0	0	0	0	0	600
F1	40	240	0	0	0	0	0	0	0	0	280
F2S	160	200	0	0	0	0	40	0	0	0	400
F2B	40	2680	0	0	0	0	0	0	0	0	2720
F3	160	360	0	0	0	0	0	0	0	0	520
H1	60	418930	0	0	0	0	0	0	0	0	418990
H2	60	21520	0	0	0	0	0	0	100	20	21700
OU	40	1240	0	200	0	0	0	80	0	0	1560
RS	60	800	0	0	0	20	0	0	0	40	920

OTOÑO 10	DINOFLAGELADOS	DIATOMEAS	HAPTOFITAS	RAPIDOFITAS	CRISOFITAS	CRIFTOFITAS	DICTYOCALES	EULENOFITAS	CLOROFICEAS	PRASINOFICEAS	CELULAS TOTALES
S1	560	3360		0	40	0	0	0	320	0	4280
S2	120	6800		0	0	0	0	40	200	0	7160
S2'S											
S2'B											
S3	280	3920	40	0	0	40	0	0	440	80	4760
S4	200	4880	0	0	0	40	0	0	280	0	5360
A1	360	5760	0	0	320	0	0	0	0	0	6440
A2	120	7400	0	0	200	0	0	0	40	0	7760
A3	0	5580	0	0	200	0	0	0	0	0	5780
A4	240	13760	0	0	640	0	0	0	440	0	15080
A5	0	16280	0	0	880	0	160	0	0	0	17320
B1	40	9360	0	0	320	400	0	0	160	0	10280
B2S	80	9680	0	0	320	80	0	0	40	0	10200
B2B	40	13560	0	0	520	120	0	0	280	0	14520
B3	280	25040	0	0	800	0	0	0	40	0	26160
C1	80	6960	0	0	4240	0	0	0	40	0	11320
C2	80	18000	0	0	680	0	0	0	40	0	18800
C3S	80	7920	0	0	320	0	0	0	0	0	8320
C3B	40	840	0	0	0	0	0	0	0	0	880
C4	40	6880	0	0	320	0	0	0	0	0	7240
C5	80	17880	0	0	440	0	80	0	0	0	18480
D1	80	11760	0	0	720	40	0	0	240	0	12840
D2	120	10880	0	0	400	0	0	0	160	0	11560
D3	40	19440	0	0	600	0	0	0	120	0	20200
D4	40	3660	0	0	120	0	0	0	160	0	3980
D5	200	4020	0	0	0	0	0	0	80	0	4300
E1	80	14000	0	0	280	160	0	0	40	0	14560
E2S	80	13400	0	0	400	0	0	0	0	0	13880
E2B	80	12480	0	0	320	0	0	0	0	0	12880
E3	40	26440	0	0	960	0	0	0	80	0	27520
F1	0	4200	0	0	120	0	0	0	80	0	4400
F2S	40	1480	0	0	120	0	0	0	0	0	1640
F2B	80	1540	0	0	40	0	0	0	0	0	1700
F3	40	6680	0	0	600	0	0	0	120	0	7440
H1	80	5680	0	0	0	0	0	0	40	0	5880
H2	240	8160	0	0	360	0	0	0	40	0	8800
OU	40	19720	0	0	4000	0	40	0	120	0	23920
RS	120	7200	0	0	160	0	0	0	120	160	7760
WV	840	47720	0	0	80	80	0	0	120	0	48760

INVERNO 10-11	DINOFILGELADOS	DIATOMEAS	HAPTOFITAS	RAFIDOFITAS	CRISOFITAS	CRIFTOFITAS	DICTYOCALES	EUGLENOFITAS	COLOROFICAS	PRASINOFICEAS	CELULAS TOTALES
S1	200	5280	0	520	0	0	0	40	0	0	6040
S2	80	4880	40	1440	0	0	0	0	0	0	6440
S2'S											
S2'B											
S3	160	960	0	0	0	0	0	0	0	0	1120
S4	0	1240	0	400	0	0	0	0	0	0	1640
A1											
A2	120	1760	0	400	0	0	0	0	0	0	2280
A3	80	2320	0	360	0	0	0	160	0	0	2920
A4	40	880	0	1240	0	0	0	40	0	0	2200
A5	1640	1800	0	80	0	0	0	40	0	0	3560
B1	280	2600	0	440	0	0	0	0	0	0	3320
B2S	120	3400	0	1840	0	0	0	40	0	0	5400
B2B	120	3400	0	1840	0	0	0	40	0	0	5400
B3	120	2040	0	480	0	0	0	40	0	0	2680
C1	40	4480	0	40	0	0	0	40	0	0	4600
C2	0	3080	0	40	0	0	0	120	0	0	3240
C3S	80	3480	0	40	0	0	0	120	0	0	3720
C3B	80	3840	0	80	0	0	0	80	0	0	4080
C4	0	3120	0	160	0	0	0	0	0	0	3280
C5	120	5440	0	0	0	0	0	40	0	0	5600
D1	80	3920	0	120	0	0	0	80	0	0	4200
D2	160	5280	0	80	0	0	0	40	0	0	5560
D3	40	5520	0	0	0	0	0	0	0	0	5560
D4	120	2880	0	0	0	0	0	40	0	0	3040
D5	200	15600	0	200	0	0	0	200	200	0	16400
E1	120	5400	0	40	0	0	0	0	0	0	5560
E2S	120	4480	0	0	0	0	0	120	0	0	4720
E2B	160	7360	0	200	0	0	0	240	0	0	7960
E3	80	5240	0	0	0	0	0	40	0	0	5360
F1	200	8640	0	160	0	0	0	120	0	0	9120
F2S	40	14480	0	0	0	0	0	0	0	0	14520
F2B											
F3	0	3080	0	0	0	0	0	40	0	0	3120
H1	760	4120	0	0	0	0	0	320	0	0	5200
H2	160	6080	0	0	0	0	0	0	0	0	6240
OU	120	5120	0	40	0	0	0	0	0	0	5280
RS	40	2000	0	400	0	0	0	560	40	0	3040
WV	280	1480	0	480	40	0	0	120	0	0	2400

PRIMAVERA II	DINOFLAGELADOS	DIATOMEAS	HAPTOFITAS	RAFIDOFITAS	CRISOFITAS	CRIPTOFITAS	DICTYOCALLES	EUGLENOFITAS	COLOROFICAS	PRASINOFICAS	CELULAS TOTALES	
S1	440	600	0	0	0	0	0	80	120	80	0	1120
S2	1840	1040	0	120	0	0	0	0	0	0	0	3200
S2'S												
S2'B												
S3	2280	600	0	40	0	0	0	200	120	0	0	3240
S4	400	320	0	40	0	0	0	0	200	0	0	960
A1	1680	640	0	40	0	0	0	160	0	0	0	2520
A2	560	240	0	0	0	0	0	0	0	0	0	800
A3	1280	200	0	0	0	0	0	40	40	0	0	1560
A4	1440	200	0	0	0	0	0	200	40	0	0	1880
A5	3760	520	0	80	0	0	0	80	240	0	0	4600
B1	1280	280	0	0	0	0	0	40	40	0	0	1600
B2S	4060	440	0	40	0	0	0	40	40	0	0	4580
B2B	120	360	0	0	0	0	0	0	40	0	0	520
B3	1880	240	0	0	0	0	0	40	280	0	0	2440
C1	480	440	0	0	0	0	0	0	80	0	0	1000
C2	3520	400	0	0	0	0	0	120	40	0	0	4080
C3S	1280	360	0	0	0	0	0	160	0	0	0	1800
C3B	40	1200	0	0	40	0	0	120	120	0	0	1400
C4	1400	1320	0	0	0	0	0	120	120	0	0	2960
C5	1200	200	0	80	0	0	0	0	0	0	0	1480
D1	1960	80	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2040
D2	2040	600	0	0	0	0	0	0	320	0	0	2960
D3	2960	280	0	0	0	0	0	80	80	0	0	3400
D4	1320	4920	0	0	0	0	0	80	160	0	0	6480
D5	1440	560	0	40	0	0	0	0	40	0	0	2080
E1	1600	440	0	0	0	0	0	120	0	0	0	2160
E2S	1840	160	0	0	0	0	0	0	240	0	0	2240
E2B	200	2200	0	40	0	0	0	200	80	0	0	2720
E3	600	1440	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2040
F1	2520	400	0	40	0	0	0	0	0	0	0	2960
F2S	1800	8720	0	0	0	0	0	0	40	0	0	10560
F2B	280	25480	0	0	0	0	0	0	0	0	0	25760
F3	1560	360	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1920
H1	3920	80	0	0	0	0	0	40	120	0	0	4160
H2	4480	560	0	40	0	0	0	120	920	0	0	6120
OU	160	320	0	0	0	0	0	0	280	0	0	760
RS	1880	960	0	40	0	0	0	280	120	0	0	3280
WV	200	800	0	0	0	0	0	120	0	0	0	1120

VERANO I I	DINOFLAGELADOS	DIATOMAS	HAPIOFITAS	RAFIDOFITAS	CRISOFITAS	CRIPPIOFITAS	DICTYOCALAS	EUGLENOFITAS	CLOROFICAS	PRASINOFICAS	CELULAS TOTALES
S1	40	440	80	360	80	0	0	160	40	0	1200
S2	80	360	80	240	0	0	0	80	0	0	840
S2S	400	160	0	0	200	0	0	560	0	0	1120
S2B	240	320	0	0	0	0	0	360	0	0	920
S3	120	520	0	680	300	0	0	0	0	0	1660
S4	320	200	0	240	40	0	0	440	160	0	1400
A1	320	320	0	240	40	0	0	440	160	0	1520
A2	120	480	0	0	120	0	0	760	40	0	1520
A3	280	680	0	0	240	0	0	480	0	0	1680
A4	680	1640	0	0	0	0	0	440	120	0	2880
A5	40	400	0	0	0	0	0	40	0	0	480
B1	200	160	0	0	0	0	0	360	0	0	720
B2S	240	160	0	0	240	0	0	520	200	0	1360
B2B	320	400	0	120	0	0	0	120	0	0	840
B3	40	240	0	0	200	0	0	520	80	0	1080
C1	200	440	0	0	0	0	0	280	0	0	920
C2	240	280	0	0	40	0	0	0	0	0	520
C3S	120	120	0	40	0	0	0	120	0	0	400
C3B	320	280	0	120	80	0	0	120	0	0	920
C4	120	200	0	0	0	0	0	0	0	0	320
C5	320	320	0	0	0	80	0	200	0	0	920
D1	120	80	0	200	300	0	0	120	0	0	820
D2	200	80	0	0	300	0	0	120	40	0	740
D3	80	0	0	300	200	0	120	40	0	0	740
D4	0	480	0	0	0	0	0	80	0	0	560
D5	200	320	0	0	0	0	0	120	0	0	640
E1	160	4520	0	0	0	0	0	200	0	0	4880
E2S	120	200	0	0	160	0	0	80	0	0	560
E2B	120	480	0	0	0	0	0	160	0	0	760
E3	120	560	0	0	0	0	0	160	0	0	840
F1	40	40	0	0	0	40	0	160	0	0	280
F2S	200	320	0	0	0	0	0	40	0	0	560
F2B	160	40	0	40	0	0	0	40	0	0	280
F3	200	320	0	0	0	0	0	0	0	0	520
H1	80	840	0	40	0	0	0	240	0	0	1200
H2	120	1120	0	0	80	0	0	520	0	0	1840
OJ	40	160	0	0	0	0	0	200	0	0	400
RS	160	560	0	320	0	0	0	320	400	0	1760
WV	280	1480	0	480	40	0	0	120	0	0	2400

