



UNIVERSIDAD
POLITECNICA
DE VALENCIA

Escuela Politécnica Superior de Gandia

Calidad de las aguas costeras del municipio de Dénia

Máster en Evaluación y Gestión Ambiental de Ecosistemas Marinos y Costeros

Trabajo fin de máster

Autor:

Jordi Alventosa Ferri

Tutores:

Dra. Silvia Falco Giaccaglia

Dr. César Bordehore Fontanet

RESUMEN:

La calidad de las aguas costeras en muchas regiones del mundo se ha deteriorado en los últimos años a medida que la población humana y las actividades se han incrementado en las regiones costeras, y en especial en la costa mediterránea. La presión humana es responsable de importantes cambios en los ecosistemas costeros, particularmente es una área con carga excesiva de nutrientes. Concentraciones elevadas de nutrientes pueden producir eutrofización, y en consecuencia, floraciones de algas nocivas y deterioro de la calidad del agua. En este estudio se llevaron a cabo tres campañas, en las cuales se tomaron muestras en once transectos diferentes a lo largo de la costa de Dénia, a distintas distancias de la costa y diferentes profundidades para observar las variaciones temporales y espaciales de la calidad de las aguas. A partir de estas muestras se analizaron los diferentes nutrientes relevantes (nitrógeno inorgánico disponible, fosfatos y sílice) y clorofila *a*, para observar la relación entre estos parámetros. Se observó que los puntos en los que existía una fuente de agua dulce la cantidad de nutrientes, era mayor. En cambio los resultados de clorofila *a* dependían de la cantidad de nutriente y de cuál era el nutriente limitante.

PALABRAS CLAVE: nutrientes, calidad aguas, clorofila *a*, nutriente limitante.

ABSTRACT:

The quality of coastal waters in many regions of the world has deteriorated in recent years as the human population and activities have increased in the coastal regions, especially on the Mediterranean coast. Human pressure is responsible for significant changes in coastal ecosystems, in particular is an area with excessive nutrient loading. High concentrations of nutrients can cause eutrophication and therefore, blooms and deterioration of water quality. In this study they conducted three campaigns, in which samples were taken in eleven different transects along the coast of Dénia, at different distances from the coast and different depths to observe the temporal and spatial variations in the quality of water. From these samples the various relevant nutrients (available inorganic nitrogen, phosphate and silica) and chlorophyll *a*, to observe the relationship between these parameters were analyzed. It was observed that the points at which there was a source of fresh water the amount of nutrients, was greater. Instead chlorophyll results depended on the amount of nutrient and what the limiting nutrient.

KEYWORDS: nutrients, water quality, chlorophyll *a*, limiting nutrient.

ÍNDICE

1. Introducción	1
1.1. Zonas costeras	1
1.2. Proyecto LIFE CUBOMED	2
1.3. Importancia de los nutrientes en las zonas costeras	2
1.3.1 Nitrógeno	3
1.3.2 Fósforo	4
1.3.3 Sílice	5
1.4. Relación de los nutrientes con la existencia de fitoplancton	5
2. Objetivos	7
3. Material y métodos	8
3.1 Descripción general de la zona	8
3.2 Diseño del muestreo	8
3.2.1 Localización y características de los transectos muestreados	8
3.2.2 Método de muestreo	10
3.2.3 Campañas de muestreo	11
3.3 Análisis de las muestras	11
3.4 Análisis de los datos	11
3.4.1 Elaboración mapas de distribución superficial	11
3.4.2 Análisis estadístico	12
4. Resultados y discusión	14
4.1 Análisis de las muestras en las distintas campañas de muestreo	14
4.1.1. Distribución espacial	14
- Campaña enero	14
- Campaña mayo	22
- Campaña julio	29
4.1.2. Distribución temporal	36
- Salinidad	36
- NID	36
- Fosfatos	37
- Sílice	37
- Clorofila <i>a</i>	37
4.2. Análisis del nutriente limitante	38
4.3 Análisis estadístico	40
5. Conclusiones	41
6. Bibliografía	42

1. Introducción

1.1. Zonas costeras

Las zonas costeras son zonas de vital relevancia para los estados con costas, ya que albergan la mayoría de su población, y de ellas depende un gran porcentaje de sus actividades económicas. Según datos del Panel Intergubernamental para el Cambio Climático (IPCC), cerca de un 50% de la población mundial vive en la zona costera. La alta concentración de la actividad humana en esta estrecha franja ha hecho que los ecosistemas se hayan degradado a gran velocidad y todo el sistema costero afronte impactos de origen humano que pueden seguir alterando y degradando el ecosistema marino (Bennet et al, 2015). Esta delicada situación representa un reto para los estados costeros, que deben hallar la manera de gestionar la zona costera sin renunciar al bienestar y la prosperidad en la actualidad y en el futuro. La Unión Europea, a partir del documento "Hacia una estrategia europea para la gestión integrada de las zonas costeras", se crearon unas directrices a seguir para preservar los ecosistemas marinos. Estas directrices son: adoptar una perspectiva amplia, basarse en el conocimiento de las condiciones específicas de la zona, trabajar en sintonía con los procesos naturales, aplicar una planificación participativa para suscitar el consenso, conseguir el apoyo y la participación de todas las instancias administrativas competentes, utilizar una combinación de instrumentos y adoptar decisiones que no hipotequen el futuro.

Los sistemas litorales constituyen áreas de transición entre los sistemas terrestres y los marinos. Son fronteras ecológicas (ecotonos) caracterizadas por intensos procesos de intercambio de materia y energía. Por su configuración se pueden diferenciar dos tipos de costa; de erosión (acantilados) y de sedimentación (playas, arenales y humedales costeros). La variedad y singularidad de los ecosistemas que confluyen en este ámbito abarcan valores paisajísticos, socioeconómicos y educativos muy importantes (Nicholls et al, 2007).

La zona a estudiar, Dénia, en el extremo occidental de la costa mediterránea, presenta playas de sedimentación en el extremo norte y acantilados bajos a medios en el extremo sur. En el Mediterráneo, no se producen mareas de gran importancia, y por eso existe una ausencia de costa baja con grandes zonas de inundación por mareas (Bethoux, 1978). La zona costera de Castellón y Valencia, entre Peñíscola y el Cabo de San Antonio, se encuentra en regresión debido a la disminución de los sedimentos de los ríos y a la interrupción de la dinámica litoral por la construcción de infraestructuras portuarias. Esta franja costera linda con marjales y zonas húmedas de gran importancia, como la Marjal de Pego-Oliva en el extremo norte de la zona de estudio (Yepes, 2007).

La degradación ambiental de los ecosistemas marinos, tiene como principal consecuencia el crecimiento descontrolado, mal planificado y con visión a corto plazo llevado a cabo en las zonas costeras. Los problemas existentes en la zona costera vienen dados por la ocupación urbanística del territorio, la alteración de la dinámica litoral (puertos, diques, espigones, muros de contención etc.), disminución de la calidad de las masas de agua litorales (vertidos urbanos, industriales, accidentes marítimos, instalaciones de acuicultura...), la degradación de los ecosistemas y hábitat y por último riesgos ambientales en la costa (inundación de ámbitos terrestres, contaminación de las aguas y riesgo geológico y erosión) (GIZC, 2002).

1.2. Proyecto LIFE CUBOMED

Las muestras y los resultados de este trabajo pertenecen al proyecto de CUBOMED. Este es un proyecto de conservación de la naturaleza, enmarcado dentro del programa europeo LIFE, que aborda la problemática ocasionada por la proliferación masiva de la cubomedusa *Carybdea marsupialis* en algunos puntos del litoral mediterráneo español, así como de otras especies de organismos gelatinosos de carácter alóctono e invasor como el ctenóforo *Mnemiopsis leidyi* y la escifomedusa *Phyllorhiza punctata* . El proyecto LIFE CUBOMED surge a partir de la necesidad de estudiar y comprender las causas que provocaron el incremento de la abundancia de *Carybdea marsupialis* en diversos puntos de las costas del Mediterráneo, detectados por primera vez en verano de 2008 en las playas de Dénia (Alicante) (Bordehore et al, 2011).

Las acciones de este proyecto se orientan a estudiar y conocer en detalle la biología y ecología de esta especie de medusa, con el objetivo de entender y controlar los factores que promueven las proliferaciones masivas de estos animales, y de esta manera mitigar los problemas ambientales que puedan ocasionar en el ecosistema marino, así como las interferencias con el uso de las playas por las personas. Uno de estos factores puede ser la presencia de diversos nutrientes que aumentan el fitoplancton pudiendo aumentar el número de zooplancton en la zona, como consecuencia también el número de medusas (Bordehore et al, 2011). Aunque la zona de estudio del proyecto LIFE CUBOMED es todo el litoral del Mediterráneo español, una de las zonas con mayor intensidad de muestreo es el litoral de Dénia y los dos municipios adyacentes (Oliva al norte y Xàbia al sur). A gran escala se estudia, entre otros, la distribución espacio-temporal de las proliferaciones de medusas en aguas costeras (Bordehore et al, 2014).

Carybdea marsupialis pertenece a la clase de los Cubozoos, son animales con simetría radial. Las medusas pertenecientes a la clase de los Cubozoos se denominan cubomedusas, debido a la forma cúbica de su umbrela (Boero y Minelli, 1986). Aunque los Cubozoos constituyen una pequeña fracción de los Cnidarios, el número de especies de cubomedusas descritas ha aumentado en los últimos años, de manera que actualmente forman parte de este grupo unas 50 especies agrupadas en dos órdenes: Chirodropida y Carybdeida, en el que se incluye la especie *Carybdea marsupialis* (Bordehore et al, 2011).

1.3. Importancia de los nutrientes en las zonas costeras

El Mar Mediterráneo es muy conocido por su oligotrofia moderada. Durante la última década, la investigación en el Mar Mediterráneo se ha centrado en los procesos biológicos que determinan los flujos de nutrientes en la capa fótica (Bianchi et al, 1999). Para un buen desarrollo de las especies fitoplanctónicas, es necesario un abastecimiento suficiente de nitrógeno, fósforo y otros nutrientes (Si, Fe, etc.); aunque ahora se sabe que la participación de otros organismos como las bacterias y otros organismos planctónicos son importantes en la regeneración de nutrientes (Von Dassow y Collado-Fabbri, 2014).

La amplia variación estacional de los parámetros físicos y químicos en los ecosistemas templados costeros influencia los procesos biológicos que afectan la abundancia de fitoplancton. Cabe destacar también que la producción pelágica en estos sistemas es

estimulada por los aportes de nutrientes desde el continente e interfiere en la producción bentónica. Independientemente de su fuente próxima, los nutrientes que apoyan el crecimiento del fitoplancton se pueden caracterizar en términos generales con las relaciones atómicas de nitrógeno, fósforo y en el caso de diatomeas, silicio (Caric et al, 2011).

El funcionamiento de Mar Mediterráneo muestra que a pesar del nitrógeno generalizado y limitación de fósforo, la disponibilidad de sílice es también importante, ya que las diatomeas pueden jugar un papel crucial en regiones altamente oligotróficas. El mar Mediterráneo es uno de los sistemas oceánicos más oligotróficas del mundo y se caracteriza por un gradiente longitudinal de oligotrofia aumentando hacia el este (Crombet et al, 2011).

1.3.1 Nitrógeno

El gran número de estados de oxidación del nitrógeno, unido al hecho de que su principal reservorio sea atmosférico hace que existan profundas diferencias entre el ciclo del nitrógeno y los del fósforo y silicio. El primer paso en el ciclo es la fijación del nitrógeno de la atmósfera (N_2) a formas distintas susceptibles de incorporarse a la composición del suelo o de los seres vivos, como el ion amonio (NH_4^+) o los iones nitrito (NO_2^-) o nitrato (NO_3^-). Esta fijación puede ser: abiótica y/o biótica (generalmente realizadas por bacterias). Seguidamente pasamos a la mineralización, la cual es la transformación de la materia orgánica (proteína, azúcares, etc.) en compuestos sencillos como el amonio, anhídrido carbónico, fosfato, etc. Este proceso se llama amonificación (Chauvelon, 1998). A continuación ocurre la nitrificación, donde ocurre la conversión del amoniaco en nitritos y nitratos. Las bacterias marinas Nitrosoma oxidan el amonio que lo convierten en NO_2^- . Para su desarrollo esta bacteria necesita CO_2 , oxígeno, amoniaco y elementos traza (sales minerales). La última fase del ciclo es la producción del nitrato, a partir de la oxidación del nitrito a nitrato (NO_3^-). Los nitritos son transformados en nitratos mediante la acción de las bacterias Nitrobacter. Estas bacterias también necesitan CO_2 , oxígeno, nitritos y elementos traza (sales minerales). Esta sustancia química no es generalmente tóxica para los organismos pero en niveles altos pueden llegar a ser molestos (Chauvelon, 1998). Otro proceso que se produce en este ciclo es la reducción no asimilativa del nitrato, es la conversión del nitrato y nitrito a la forma gaseosa N_2O y a NH_4^+ , principalmente ocurre en ecosistemas terrestres. La reducción asimilatoria del nitrato es un proceso en el cual el nitrato se reduce y pasa a amonio el cual es asimilado por diferentes organismos. La desnitrificación es la reducción del ion nitrato (NO_3^-), presente en el suelo o el agua, a nitrógeno molecular o diatómico (N_2), la sustancia más abundante en la composición del aire. Por su lugar en el ciclo del nitrógeno este proceso es el opuesto a la fijación del nitrógeno. Este proceso lo realizan ciertas bacterias heterótrofas. Se realiza en ausencia de oxígeno, es decir, respiración anaerobia, en la que distintas sustancias, en este caso el nitrato, toman el papel de oxidante (aceptor de electrones). La oxidación anaerobia del amoniaco, se da cuando el amonio es el que da electrones y el nitrito es el receptor formando agua y N_2 en estado gaseoso.

El conjunto de estas tres formas de nitrógeno (amonio, nitrito y nitrato), se llama nitrógeno inorgánico disuelto (NID). La alta presencia de nitrógeno inorgánico disuelto (NID) en la zona costera incrementa el crecimiento del fitoplancton, impulsa cambios a corto plazo en la composición de la comunidad de microalgas costeras y produce efectos nocivos como la

eutrofización costera o la proliferación de algas dañinas. En general, se observan diferencias significativas entre las concentraciones de NID en las zonas cercanas a la costa y las zonas lejanas lo que sugiere que gran cantidad de este nutriente proviene de una entrada terrestre. Destacar que cuando las concentraciones de NID son altas la salinidad también es menor, factor que indica que este nutriente depende del aporte de agua dulce (Mostajir et al, 1997).

El nitrógeno también puede estar presente en las zonas costeras a través de las aguas subterráneas. Estos aportes por parte de las aguas dulces pueden conducir a una eutrofización cerca de la costa, que conduce a una variedad de efectos biológicos incluyendo desarrollo de floración de algas. Las concentraciones de nitrógeno más altos, se suelen dar en zonas donde hay existencia de aguas subterráneas y estas están cercanas a áreas donde la principal actividad que se desarrolla es la agricultura. Por tanto, la contaminación de acuíferos por el uso excesivo de fertilizantes puede tener repercusión sobre la línea de costa. La presencia de nitrógeno en las zonas donde haya existencia de aguas subterráneas dependerá de: las características del acuífero y del uso del suelo. La presencia de nitrógeno es particularmente relevante porque los ecosistemas marinos son normalmente nutriente limitante, sin embargo en el mar Mediterráneo esta normalidad no ocurre sino que es el fósforo (Basterretxea et al, 2010).

1.3.2 Fósforo

El ciclo del fósforo se produce principalmente en la litosfera. Se libera de las rocas por meteorización, y es arrastrado fácilmente por las aguas hasta el mar, donde la mayor parte sedimenta en el fondo. Otra parte es tomada por el plancton, del que se alimentan numerosas especies de peces, que cuando son comidos por las aves marinas, devuelven parte del fósforo en las heces (guano) a tierra. Los productores lo incorporan como fosfato inorgánico y pasa a formar parte de los ácidos nucleicos, de moléculas que forman las membranas celulares y de otras que almacenan energía química; también, de estructuras rígidas, como caparazones y esqueletos de los animales. Tras pasar por la cadena trófica, los descomponedores lo mineralizan en fosfato inorgánico de nuevo. La principal presencia de fósforo se da por el uso excesivo de abonos que contaminan las aguas y originan problemas de eutrofización. De forma general las mayores cantidades de fosfatos en el Mediterráneo vienen dadas por la entrada de aguas cargadas del océano Atlántico por el estrecho de Gibraltar (Béthoux y Copin-Montégut, 1988).

Al igual que con el NID, la alta presencia de fosfatos en la zona costera incrementa el crecimiento del fitoplancton, impulsa cambios a corto plazo en la composición de la comunidad de microalgas costeras y produce efectos nocivos como la eutrofización costera o la proliferación de algas dañinas (Mostajir et al, 1997). Los niveles bajos niveles de fósforo se atribuye a las fuentes antropogénicas reducidas, transformaciones bioquímicas, y/o retención en los acuíferos o absorción rápida por la biota (fósforo como nutriente limitante) (Basterretxea et al, 2010). En el Mediterráneo se ha demostrado que el nutriente limitante es el fósforo (Popendorf et al, 2011). El fosfato es fácilmente adsorbido en sustratos con alto contenido de materia orgánica o óxidos de hierro y aluminio, el cual reacciona y precipita con carbonato de calcio para formar complejos superficiales de carbonato de calcio y/o la apatita mineral (Berner, 1981).

1.3.3 Sílice

El agua continental, ríos y arroyos alimentan el ciclo marino del silicio. Sin embargo, la reposición de silicio ocurre solo mediante el ciclo de los sedimentos marinos, que depende de los movimientos tectónicos tales como la formación de montañas en la subducción, retornando a la biosfera. El ácido silícico, un compuesto soluble de silicio, es un importante nutriente marino, el cual estimula la producción primaria porque facilita el crecimiento de las diatomeas, que lo emplean para construir sus esqueletos de sílice biogénica. Las diatomeas son miembros muy relevantes del fitoplancton marino y son también importantes para el ciclo biogeoquímico del silicio y en la fijación global de dióxido de carbono a través de la fotosíntesis (Lazarus et al, 2009). Un veinte por ciento de la producción primaria neta de la tierra se debe a las diatomeas. Estos organismos unicelulares toman el ácido silícico disuelto en el agua y lo precipitan en forma de sílice opalina para formar sus frústulas (Chepurnov et al, 2008). A parte de las diatomeas, los radiolarios son protistas marinos que forman parte del zooplancton y también requieren silicio para formar sus conchas opalinas. En los mares modernos el silicio puede llegar a ser factor limitante para el crecimiento del plancton, esto especialmente en los mares tropicales, donde el agua está muy estratificada (Exley, 1998).

1.4. Relación de los nutrientes con la existencia de fitoplancton

La biomasa total de fitoplancton en la mayor parte en las zonas costeras del Mediterráneo sigue siendo relativamente bajo (Duarte et al, 2000). La calidad de las aguas costeras en muchas regiones del mundo se ha deteriorado en los últimos años a medida que la población humana y las actividades se han incrementado a lo largo de las regiones costeras, y en especial en la costa mediterránea (Newton et al, 2003). En el mar Mediterráneo, la presión humana es responsable de importantes cambios en los ecosistemas costeros, particularmente es una área con carga excesiva de nutrientes debido entre otras cosas al uso excesivo de fertilizantes. Concentraciones elevadas de nutrientes pueden producir eutrofización, y en consecuencia, floraciones de algas nocivas y deterioro de la calidad del agua (Gadea et al, 2013).

El fitoplancton es el resultado de una compleja interacción entre procesos físicos, químicos y biológicos. En las aguas costeras y de la plataforma en particular, la abundancia de plancton y composición de especies se caracterizan por un grado muy alto de variabilidad espacial y temporal, y esto se refleja en las condiciones ambientales del ecosistema, entre los que la disponibilidad de nutrientes desempeña un papel significativo (Gadea et al, 2013). A partir de los requerimientos nutricionales del fitoplancton definidos por Redfield et al. (1963), de 16:16:1 (Si:N:P), cualquier variación en la relación de estos nutrientes puede ser interpretada como una limitación potencial para el desarrollo del fitoplancton (Olivos et al., 2002).

Redfield describió la notable congruencia entre la química del océano profundo y la química de los seres vivos en la superficie del océano. Ambos tienen relaciones N:P de alrededor de 16 (átomos por átomos). Cuando los nutrientes no son limitantes, la proporción molar de los elementos C:N:P en la mayor parte del fitoplancton es 106:16:1. Mientras que la relación de Redfield es notablemente estable en el océano profundo, el fitoplancton puede tener grandes variaciones en la composición C:N:P, y sus estrategias vitales juegan un papel en la relación C:N:P.

Las diatomeas necesitan además otro nutriente, el silicio, para sus frústulas (paredes celulares) y la relación de los nutrientes que Redfield propuso para las diatomeas es C:Si:N:P = 106:15:16:1. Sin embargo, hay algunos problemas al usar el índice de Redfield como indicador de la limitación de nutrientes, ya que hay evidencias de que el rango óptimo puede variar para muchos tipos de algas. Estudios sobre el rol del silicio como nutriente esencial para el crecimiento de diatomeas revelan una relación inversa entre la densidad de diatomeas y la concentración del sílice soluble. También se ha demostrado que algunas floraciones ("blooms") de diatomeas agotan las concentraciones de sílice, hasta que este último alcanza niveles de deficiencia. Cuando el sobrecrecimiento de diatomeas colapsa, se observa a continuación un aumento en la concentración del sílice soluble. No obstante, no todo el sílice incorporado en las frústulas de las diatomeas se reintegra a la fase soluble, ya que una porción significativa de las frústulas se deposita en los sedimentos.

Entre los nutrientes, nitrógeno y fósforo son los más importantes para la productividad marina y son los nutrientes limitantes claves tanto en ecosistemas acuáticos como en terrestres. Sin embargo, el aumento de nutrientes debido a las actividades antropogénicas provoca problemas de eutrofización (Sebastiá et al, 2013). Estas entradas terrestres son especialmente importantes en zonas oligotróficas, como el Mar Mediterráneo (Romero et al, 2007). El nutriente limitante es aquel que controlará la máxima cantidad de biomasa, es decir, aquel que primero se consume o que alcanza un mínimo antes que los otros nutrientes relativos a tal estequiometría. Generalmente, es el nitrógeno el nutriente limitante para el crecimiento y la producción de las poblaciones de fitoplancton (bacterias y algas) de los ecosistemas litorales. Aunque muchos estudios muestran lugares en los que el fósforo es el nutriente limitante, como en el mar Mediterráneo (Romero et al, 2007). Éste es un caso especial, ya que en este mar confinado, el fósforo es el principal y casi constante factor limitante. El P es limitante al igual que ocurre en las aguas dulces y en contra de lo que es habitual en la mayoría de mares donde es el nutriente limitante es el nitrógeno (Krom et al, 2004). Algunos autores (Dortch y Whitley, 1992; Justic et al, 1995; Gadea et al, 2013) han empleado una serie de criterios en los que se incluyen unos rangos de oscilaciones con el fin de incorporar el estado de equilibrio en el balance entre los nutrientes potencialmente limitantes en función de los requerimientos nutricionales del fitoplancton. Para determinar el nutriente potencialmente limitante se deben cumplir:

- 1) P como nutriente potencialmente limitante: $Si:P > 22$ y $N:P > 22$
- 2) N como nutriente potencialmente limitante: $Si:N > 1$ y $N:P < 10$
- 3) Si como nutriente potencialmente limitante: $Si:P < 10$ y $Si:N < 1$
- 4) Equilibrio entre los tres macronutrientes: $10 < Si:P < 22$ y $10 < N:P < 22$

2. Objetivos

Los objetivos que se pretenden cumplir en este trabajo son:

- Analizar la distribución espacial de nutrientes y clorofila a lo largo de la costa de Denia.
- Analizar las variaciones temporales de los nutrientes y clorofila a en estas aguas costeras.
- Determinar la posible causa-efecto entre la cantidad de nutrientes y la presencia de agua dulce.
- Determinar la posible causa-efecto entre cantidad de nutrientes de las aguas y la presencia de fitoplancton.

3. Material y métodos

3.1 Descripción general de la zona

La zona de estudio establecida en este trabajo es la zona costera del municipio de Dénia. Dénia es una ciudad de la Comunidad Valenciana, España situada en la costa norte de la provincia de Alicante. Se trata de la capital de la comarca de la Marina Alta, con 41.672 habitantes censados en 2014 (INE 2014), pero en verano su población puede llegar a los 200.000 habitantes. Desde los años 1960 el turismo se convierte en el principal sector económico provocando la desaparición de las industrias y una acelerada urbanización.

3.2 Diseño del muestreo

3.2.1 Localización y características de los transectos muestreados

La zona de muestreo comprende 17 km de la costa de Denia, que se compone de largas playas de arena con una pendiente suave donde las praderas de *Posidonia oceanica* conviven con fondos rocosos y arenosos (Bordehore et al, 2011). Hay 4 diques perpendiculares de 100 a 230 m de largo, 3 en la playa de Almadrava y 1 en Blay Beach. Ambas playas se han repuesto con arena, la playa de Blay Beach, en 1987, y la playa de Almadrava, en 2005 (Bordehore et al, 2011).

Se plantea el muestreo de once transectos perpendiculares a la línea de costa a 0, 250 y 500 m, desde la desembocadura del río Racons hasta la playa de Rotes. Las estaciones se distribuyen de norte a sur, como vemos en la figura 3.1 de la siguiente forma: Río Racons (RR), Devesses (DEV), Almadrava Norte (AN), Almadrava Centro Norte (ACN), Almadrava Centro Sur (ACS), Almadrava Sur (AS), Molins (MO), Blay Beach (BB), Rasset (RA), Marineta Cassiana (MA) y Rotes (RO).

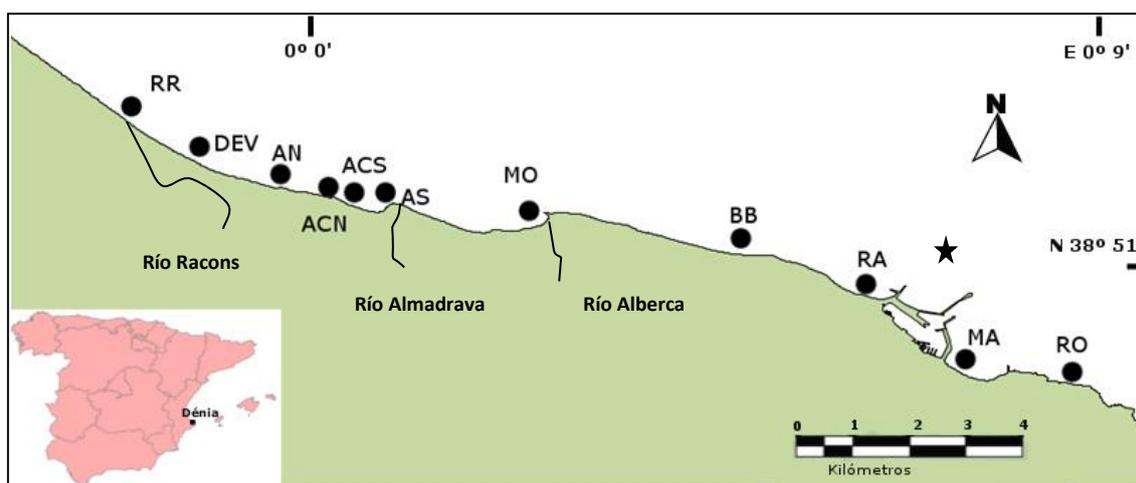


Figura 3.1: Mapa de los transectos y de ríos que existen en la zona de estudio. ★ Emisario submarino, donde se vierten aguas procedentes de la EDAR.

La zona absorbe escorrentía de los ríos que contiene altos niveles de nitrato y otros fertilizantes de los cultivos (Bordehore et al, 2011). Los ríos que bañan la costa de Dénia son el río Racons, el río Almadrava y el río Alberca. El río Racons es el más importante ya que tiene

mayor caudal que el Almadrava y el Alberca. El caudal de este río se genera a partir de las descargas de los acuíferos kársticos próximos (manantial de Balsa Sineu), la desecación del terreno de la finca Oriol o Rincón del Rosario, de unas 200 ha de extensión, dónde se realiza la desecación del terreno mediante drenes de tipo polder, donde los caudales extraídos son evacuados directamente al mar a través del río Racons y mediante rebombes practicados en su extremo suroriental cuando lo requiere el cultivo del arroz. A parte de esto, el río Racons también recibe los vertidos de la EDAR de Pego, (con reducción de N y P, al ser el medio receptor, la Marjal de Pego-Oliva zona sensible), y también los de la EDAR El Verger Norte, con reducción de P. El río Almadrava y Alberca son ríos típicos del clima mediterráneo los cuales permanecen secos la mayor parte del año y contienen agua cuando existen tormentas aumentando el caudal. Decir que el río Almadrava recibe aguas residuales de la EDAR de El Verger-Els Poblets que vierte al cauce intermitente del río sin reducción de N y P (Ballesteros et al, 2009). También existe un aporte por parte del vertido de EDAR de Dénia-Ondara-Pedreguer, que se produce, mediante emisario submarino, a 1300 m frente a la playa del Raset con un volumen de vertido de $5.5 \cdot 10^6 \text{ m}^3/\text{año}$ y sin reducción de N y P.

En la figura 3.1 podemos situar estos ríos en la zona de estudio y en la tabla 3.1 las características generales de los puntos de muestreo. El río Racons se encuentra en el mismo lugar que el punto de muestreo con el mismo nombre. La desembocadura del río Almadrava se encuentra en el punto Almadrava Sur, y por último la desembocadura del río Alberca se encuentra en el punto Molins (Bordehore et al, 2013). A parte también podemos observar que marcado con una estrella donde se encuentra el emisario submarino en el cual se vierten aguas tratadas en la EDAR con tratamiento secundario.

Tabla 3.1: Características de la zona de estudio (RR: Riu Racons, DEV: Deveses, AN: Almadrava Norte, ACN: Almadrava Centro Norte, ACS: Almadrava Centro Sur, AS: Almadrava Sur, MO: Molins, BB: Blay Beach, RA: Rasset, MA: Marineta y RO: Rotes).

	Prof (m)	Comunidades marinas	Morfología	Patrimonio natural	
RR	0	Arenas finas de altos niveles	Sedimentos no consolidados medio-finos		
	250	2,5	Arenas finas bien calibradas	Sedimentos no consolidados medio-finos	
	500	4,8	Arenas finas bien calibradas	Sedimentos no consolidados muy finos	
DEV	0	Arenas finas de altos niveles	Sedimentos no consolidados medio-finos		
	250	3,1	Arenas finas bien calibradas	Sedimentos no consolidados muy finos	
	500	5,9	Arenas finas bien calibradas	Sedimentos no consolidados muy finos	
AN	0	Arenas finas de altos niveles	Sedimentos no consolidados muy finos		
	250	2,6	Arenas finas bien calibradas	Sedimentos no consolidados muy finos	
	500	5,3	Arenas finas bien calibradas	Sedimentos no consolidados muy finos	
ACN	0	Arenas finas de altos niveles	Sedimentos no consolidados muy finos		
	250	3,2	Arenas finas bien calibradas	Sedimentos no consolidados medio-gruesos	
	500	5,3	Pradera posidonia oceánica	Afloramientos rocosos masivos	
ACS	0	Arenas finas de altos niveles	Sedimentos no consolidados muy finos		
	250	2,7	Arenas finas bien calibradas	Sedimentos no consolidados muy finos	
	500	5,3	Arenas finas bien calibradas	Sedimentos no consolidados muy finos	
AS	0	Arenas finas de altos niveles	Sedimentos no consolidados muy finos		

		Prof (m)	Comunidades marinas	Morfología	Patrimonio natural
	250	2,8	Arenas finas bien calibradas	Sedimentos no consolidados medio-gruesos	
	500	5,2	Arenas finas bien calibradas	Sedimentos no consolidados muy finos	
MO	0		Arenas finas de altos niveles	Sedimentos no consolidados muy finos	
	250	2,9	Arenas finas bien calibradas	Sedimentos no consolidados muy finos	
	500	4,1	Pradera posidonia oceánica	Afloramientos rocosos masivos	
BB	0		Arenas finas de altos niveles	Sedimentos no consolidados muy finos	
	250	2,2	Algas fotólitas infralitorales	Vegetación de alta densidad	
	500	2,9	Pradera posidonia oceánica	Vegetación de alta densidad	
RA	0		Arenas finas de altos niveles	Sedimentos no consolidados muy finos	
	250	1,9	Arenas finas bien calibradas	Sedimentos no consolidados muy finos	
	500	3,8	Pradera posidonia oceánica regresión	Vegetación de alta densidad	
MA	0		Arenas finas de altos niveles	Sedimentos no consolidados muy finos	LIC el Montgó
	250	4,2	Pradera posidonia oceánica regresión	Sedimentos no consolidados medio-finos	
	500	2,2	Pradera posidonia oceánica	Vegetación de alta densidad	LIC el Montgó
RO	0		Algas Esciáfilas infralitorales	Afloramientos rocosos masivos	LIC el Montgó
	250	4,2	Pradera posidonia oceánica	Afloramientos rocosos masivos	LIC el Montgó
	500	8,5	Pradera posidonia oceánica	Afloramientos rocosos masivos	LIC el Montgó

3.2.2 Método de muestreo

Como se observa en la figura 3.2, en los once transectos, se tomaron muestras a diversas distancias de la playa; la zona colindante a la línea de costa, a 250 y a 500 m. A parte de estos tres puntos, se tomaron muestras a diferentes profundidades (superficie y fondo), en los puntos de 250 y 500 m. Por tanto se obtuvieron cinco muestras por cada transecto, con un total de 55 muestras por muestreo.

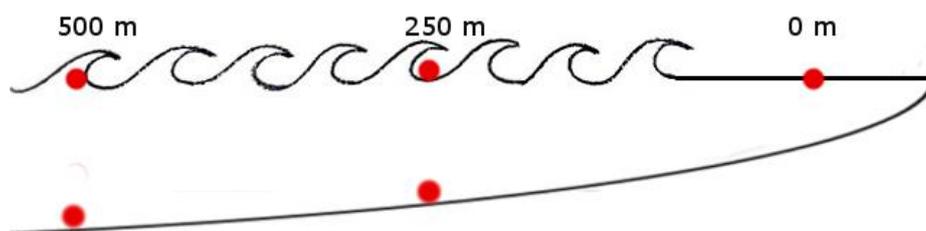


Figura 3.2: Esquema sin escala de la toma de muestras en cada transecto

Las muestras de 0 m de la costa se tomaron a pie. Las muestras de 250 y 500 m de la costa se tomaron con una embarcación pequeña. Las muestras de superficie se cogieron directamente con un recipiente plástico y las muestras de profundidad mediante botella oceanográfica (Fig. 3.3.).



Figura 3.3: Toma de muestras profundas con botella oceanográfica tipo NISKIN.

Una vez tomadas las muestras y puestas dentro del recipiente, se guardaron rápidamente en una nevera, protegidas de la luz del sol, para que la temperatura y la luz no afectaran a los parámetros a analizar posteriormente en el laboratorio. Los recipientes plásticos se limpiaron con detergente sin fosfatos.

3.2.3 Campañas de muestreo

Se realizaron tres campañas de muestreo para poder comparar variaciones temporales. Los meses de muestreo fueron enero, mayo y julio. El mes de enero representaba invierno, el de mayo primavera y julio verano. Las fechas en las que se hicieron los muestreos fueron: 13, 14 y 15 de enero de 2015; 12 y 13 de mayo de 2015 y 21 y 22 de julio de 2015.

3.3 Análisis de las muestras

En cada muestra se analizaron diversos nutrientes y también clorofila *a*. Los nutrientes a analizar fueron: amonio, nitritos, nitratos + nitritos (cálculo de nitratos por diferencia con nitritos), sílice y fósforo siguiendo la metodología propuesta por Aminot y Chaussepied (1983). Una vez tomadas las muestras de agua se llevaron refrigeradas al laboratorio, en un periodo no superior a 12 h, dónde se filtraron a través de filtros de acetato de celulosa de 0,45 μm . El agua filtrada se guardó en distintas alícuotas a -20°C para el análisis posterior de nutrientes, a excepción de NH_4^+ que se analizó en el mismo día. El filtro, del cual se conoce el volumen de muestra filtrada, también fue congelado a -20°C y utilizado para la detección de clorofila *a* por el método tricromático basado en espectroscopia visible (APHA, 2012). Destacar que el nitrógeno inorgánico disuelto (NID) se calculó como la suma de NH_4^+ y $\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$.

3.4 Análisis de los datos

3.4.1 Elaboración mapas de distribución superficial

Para una mejor visualización de las muestras superficiales, se utilizó el programa SURFER 8, para la realización de mapas de distribución para los diferentes parámetros. El SURFER 8 es un software de contorno y visualización de resultados. Este programa tiene diversos métodos de interpolación, en nuestro caso antes de decidir que método utilizar tuvimos en cuenta el modelo que mejor se adaptaba a la realidad de los datos. Los modelos que comparamos fueron: kriging, inversa de la distancia elevada a una potencia, método Shepard modificado y

triangulación con interpolación lineal. Se escogió salinidad y la campaña de enero para realizar estas comparaciones. Para ello se retiró un 20% de los valores obtenidos de forma aleatoria (unos 6 datos de los 33 disponibles para las muestras superficiales), y se realizó la interpolación con los valores restantes. Una vez realizada la interpolación a través de los 4 métodos diferentes, se obtuvieron para cada caso los valores calculados para los seis puntos eliminados con anterioridad y se compararon con los valores observados. Luego se calculó el valor de χ^2 como estimador del ajuste para cada uno de los modelos a evaluar (1):

$$\chi^2 = \sum_1^n \frac{(\text{valor observado} - \text{valor calculado})^2}{\text{valor calculado}} \quad (1)$$

El modelo con menor valor de χ^2 será el modelo que mejor se adapte a la realidad. En nuestro caso los valores de χ^2 de los modelos no tenían diferencias significativas lo cual nos indicaba que todos ellos funcionaban correctamente, pero el modelo que mejor interpolaba los resultados de la costa en concreto era el de triangulación con interpolación lineal, ya que este no extrapolaba los valores más allá de la zona de estudio, ya que no sabemos qué procesos afectan a las zonas más lejanas.

El método de triangulación con interpolación lineal en SURFER utiliza la triangulación óptima Delaunay. Dada una nube de puntos en un plano, se halla una triangulación en la que puntos próximos estén conectados entre sí por una arista, es decir, en la que los triángulos sean lo más regulares posible. Este algoritmo crea triángulos por líneas de dibujo entre puntos de datos reales. Ninguno de los bordes del triángulo se cruza con otros triángulos. El resultado es un mosaico de caras triangulares sobre la cuadrícula. Este método es un interpolador exacto, cada triángulo define un plano sobre la rejilla, con los valores de concentración determinados por los tres puntos de datos originales que definen el triángulo. Debido a que los datos originales se utilizan para definir los triángulos, los datos más fiables son los más cercanos a los puntos reales. La triangulación con interpolación lineal funciona mejor cuando los datos se distribuyen de manera uniforme sobre la red (Yang et al, 2012).

3.4.2 Análisis estadístico

Se realizó un Análisis Factorial (AF) para condensar la información proporcionada en el conjunto de los datos obtenidos. Las distintas variables empleadas para ejecutar el AF fueron seleccionadas en función de su medida de adecuación muestral, rechazándose aquellas que presentaron una baja medida de adecuación muestral. El número de factores se redujo a aquellos con un autovalor superior a 1. Para contrastar la adecuada aplicación y verificar la calidad del análisis estadístico se obtuvo el índice de Kaiser-Meyer-Olkin, el cual debe ser siempre tolerable (Sharma, 1996).

Tabla 3.2: Clasificación datos según resultados de KMO.

KMO	RECOMENDACIÓN	
>0.90	Magnífico	Tolerable
0.80	Meritorio	
0.70	Mediano	
0.60	Mediocre	
0.50	Despreciable	Intolerable
<0.50	Inaceptable	

El último paso fue tratar de explicar el concepto o variable que está describiendo cada uno de los factores. Eso se consigue observando la matriz de componentes que muestra los pesos obtenidos para cada variable en el AF.

4. Resultados y discusión

4.1 Análisis de las muestras en las distintas campañas de muestreo

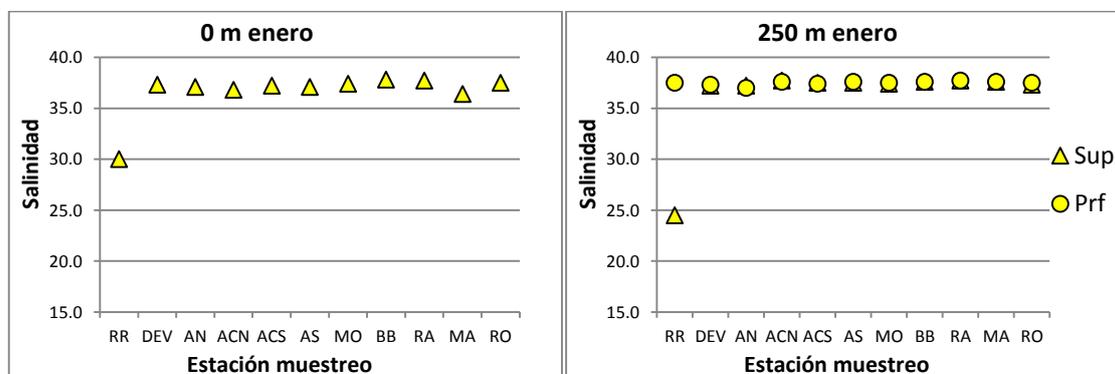
A continuación se van a tratar los resultados conseguidos durante las tres campañas llevadas a cabo en la costa de Dénia así como la discusión de estos. Estos datos se encuentran descritos en el anexo A. Estos resultados los estableceremos dentro de dos marcos, primeramente tendremos en cuenta la distribución espacial de los datos y después la distribución temporal.

4.1.1. Distribución espacial

Para poder analizar de forma espacial los resultados dividiremos los análisis de resultados en los tres muestreos realizados: enero, mayo y julio.

- **Campaña de enero**

En la figura 4.1 se observan los valores de salinidad de los 11 transectos realizados para la campaña de enero. A partir de la misma se observó que la zona que menor salinidad tuvo fue la del transecto Riu Racons en todas las muestras superficiales (0, 250 y 500 m), ya que, en este lugar, existe la desembocadura de un pequeño río el cual aporta agua dulce al ecosistema marino (salinidad entre 24,5 y 33). Otros puntos que tuvieron valores bajos de salinidad, fueron el Marineta, y el punto Almadrava Centro Norte, a 0 m de la costa con salinidades entre 36 y 37. El resto de los puntos mostraron valores entre 37 y 38 que son los típicos de zonas costeras del Mediterráneo, y más concretamente de las zonas cercanas a Dénia como es la costa de Gandia (Sebastiá et al, 2012a). El transecto Riu Racons, mostró claras diferencias entre la salinidad de las muestras superficiales y profundas, mientras que en los puntos Devesses y Marineta a 500 m, estas diferencias fueron menores. La salinidad, entre otros factores, afecta a la densidad por lo que en condiciones normales será mayor en profundidad que en superficie (Sebastiá et al, 2012b). Hay que remarcar que en Marineta 500 m se encuentra cercana la salida del emisario de Dénia-Ondara-Pedreguer y que si bien éste vierte en el fondo, las aguas residuales, al ser menos densas que las marinas, tienden a subir a la superficie. En el resto de los transectos no se apreciaron cambios en la salinidad entre las muestras cogidas a distintas profundidades.



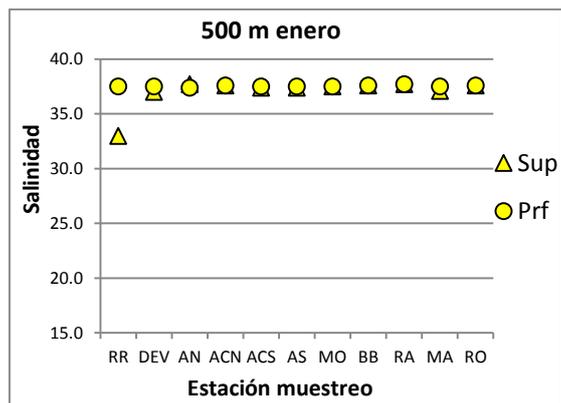


Figura 4.1: Salinidad de los 11 transectos a 0, 250 y 500 m de la costa en la campaña de enero de 2015.

En la Figura 4.2 se observa el mapa de salinidad superficial de la costa de Dénia de la campaña de enero de 2015 realizado a partir de la interpolación de las muestras superficiales a 0, 250 y 500 m de los 11 transectos de muestreo. Como podemos observar en el mapa, se apreció un importante descenso de la salinidad en la parte norte de la costa de Dénia, el cual indica aportes de agua dulce procedente del río Racons. Esta baja salinidad también parece afectar no solo a las zonas colindantes a la desembocadura, sino que también a otras zonas más alejadas de la costa.

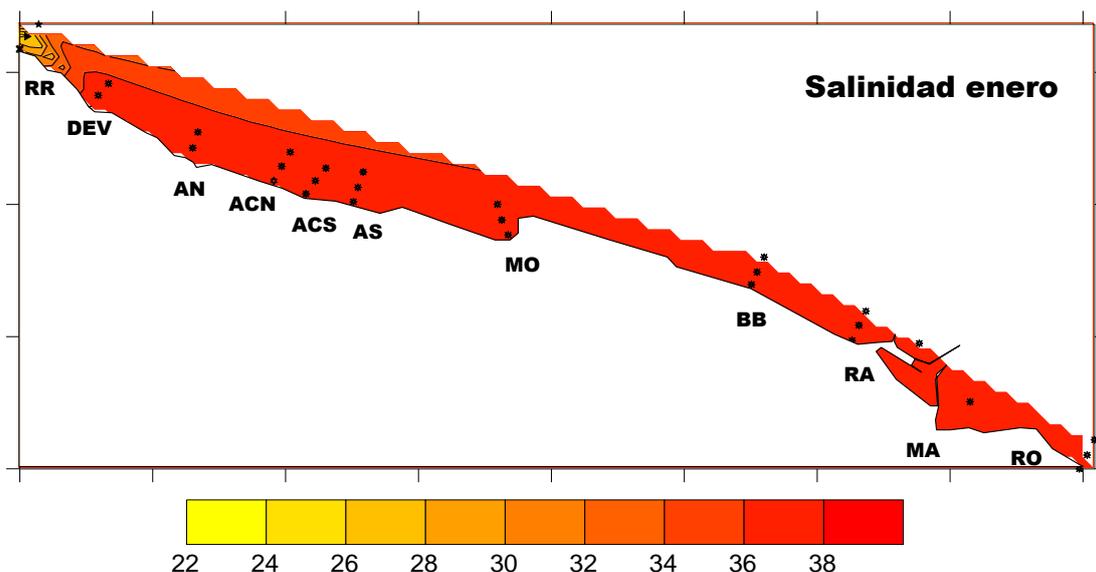


Figura 4.2: Mapa de salinidad superficial de la costa de Dénia en enero de 2015.

En la figura 4.3 se observa los valores de NID en los 11 transectos para la campaña de enero. A partir de esta figura se observó que los mayores valores de NID se dieron de forma considerable en las muestras superficiales del transecto Riu Racons, tanto a 0, 250 como 500 m, todos ellos puntos con baja salinidad (entre 24,5 y 33) mostrando así la pauta habitual donde las aguas continentales tienen normalmente un contenido mucho más alto en nutrientes que las aguas marinas (Romero et al, 2007). A parte de este transecto, también existió una gran cantidad de este nutriente en el punto Marineta, con concentraciones fundamentalmente elevadas en las muestras superficiales a 0 y 500 m, sin embargo, en este caso, la salinidad no fue tan baja como en la del transecto Riu Racons. Los elevados niveles de

NID no solamente pueden proceder de las aguas continentales y estar determinados por su mezcla física, sino que también pueden estar afectados por diferentes procesos biogeoquímicos. En el anexo B se muestra la relación nutriente-salinidad para esta campaña. Por ejemplo en Marineta, los altos valores de nitrógeno podrían provenir de la cercanía del emisario de la EDAR el cual puede aportar mayor cantidad de nutrientes al medio marino. En general, en la mayoría de los transectos, los valores de NID fueron mayores en las muestras superficiales, esto pudo venir dado por la menor densidad de las muestras menos salinas y ricas en nutrientes (Romero et al, 2007). Las excepciones fueron los puntos Molins a 250 m, y Rasset y Rotes a 500 m de la costa pudiendo indicar flujos de nutrientes desde los sedimentos (Sospedra et al, 2015). Por último decir que a excepción de RR y MA todas las muestras estuvieron entre <0,1 a 4,5 μM , obteniendo los valores menores en los transectos Blay Beach y Rasset.

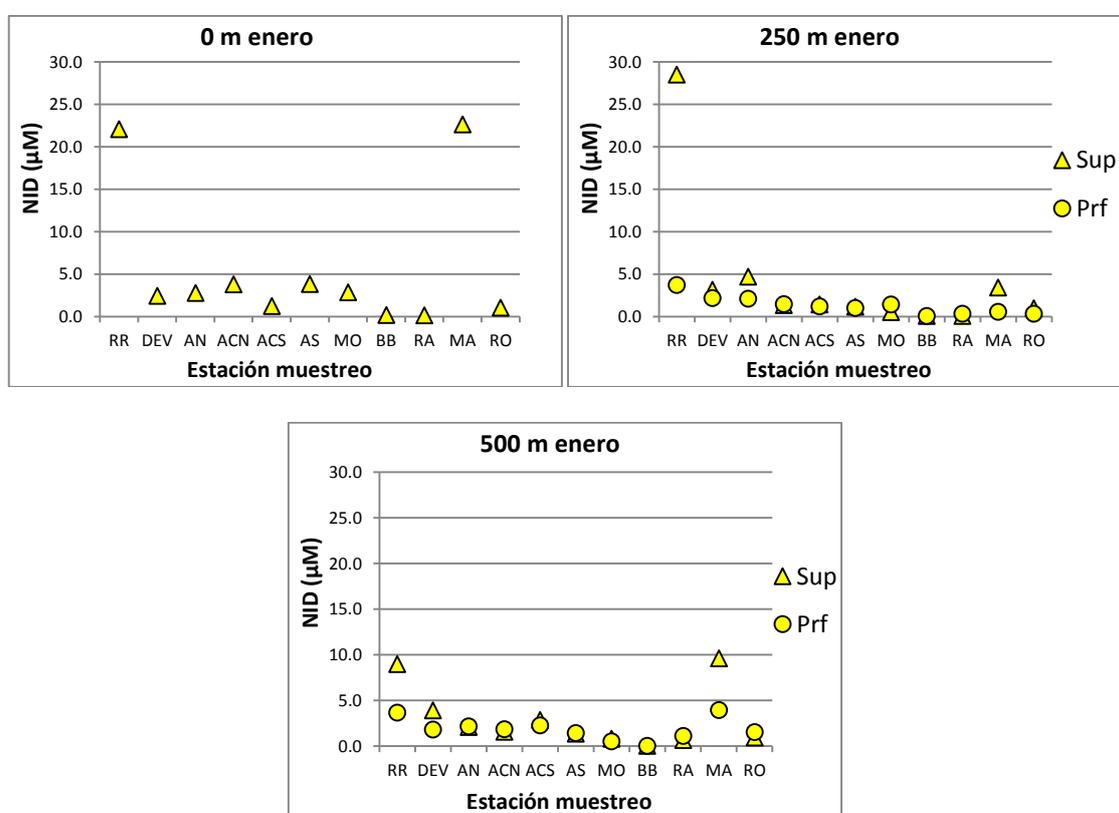


Figura 4.3: Nitrógeno inorgánico disuelto de los 11 transectos a 0, 250 y 500 m de la costa en la campaña de enero de 2015.

En la Figura 4.4 se observa el mapa de NID superficial de la costa de Dénia de la campaña de enero de 2015. En esta campaña se observaron dos focos en los cuales hubo gran concentración de NID. El primero se trata del río Racons, donde la desembocadura de este río aporta agua dulce con nutrientes. La concentración de NID va disminuyendo de noroeste a sureste hasta que aumenta de nuevo en el punto de Marineta. El segundo foco es el de Marineta donde sin haber un descenso marcado de salinidad sí que se produjo un alto nivel de NID por la cercanía al emisario submarino.

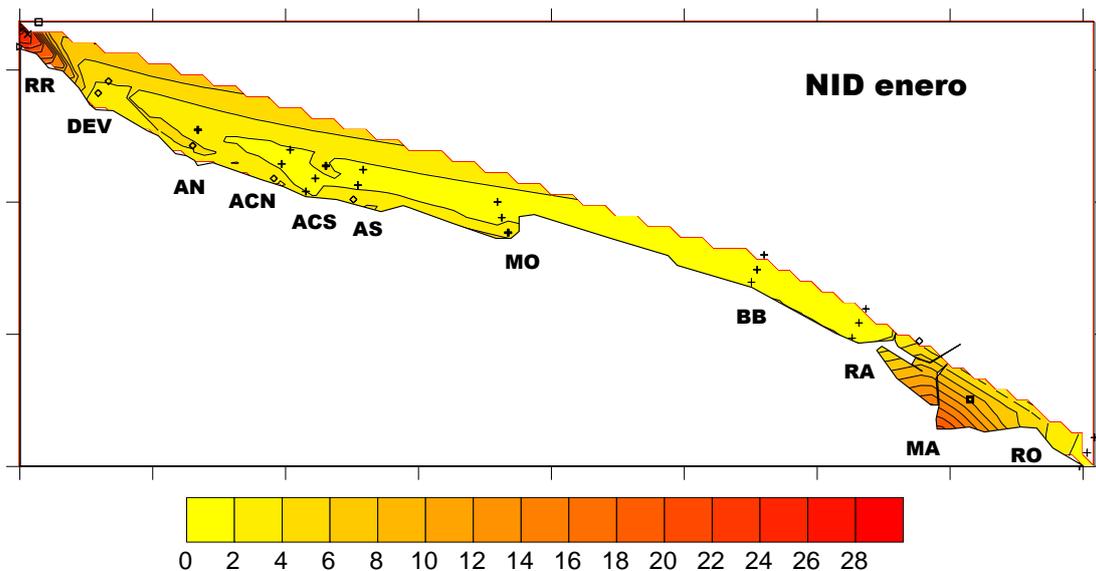
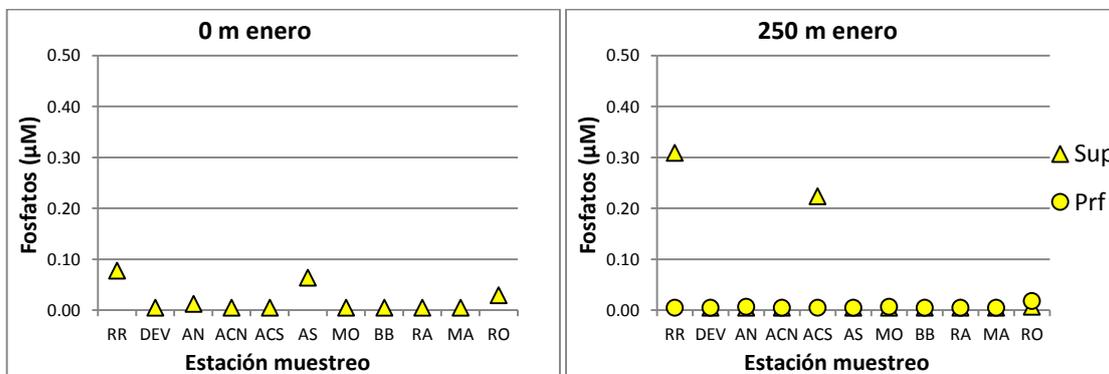


Figura 4.4: Mapa de nitrógeno inorgánico disuelto superficial de la costa de Dénia en enero de 2015.

En la figura 4.5 se muestran los valores de fosfato en los 11 transectos para la campaña de enero. Como ocurre con el NID, el transecto con mayores niveles de fosfatos fue el Riu Racons a 0, 250 y 500 m en superficie, todos con baja salinidad mostrando la pauta normal de aportes de aguas continentales ricas en nutrientes. Otros puntos con altos niveles de fosfato fueron las muestras superficiales de Almadrava Centro Sur a 250 m, Almadrava Centro Norte y Molins a 500 m, aunque también en menor medida los puntos Almadrava Sur 0 m y Rotes a 500 m. Los altos niveles de fosfato en Almadrava Centro Sur 250 m, Almadrava Centro Norte 500 m, y Molins 500 m, no se ven justificados por un descenso de salinidad por lo que podrían provenir de la mineralización de materia orgánica. En el anexo B se muestra la relación fosfatos-salinidad para enero. En general las concentraciones de fosfato fueron mayores en superficie a excepción de los puntos de Rotes a 250 m y Almadrava Norte a 500 m que tuvieron valores mayores en profundidad probablemente a causa de aportes desde sedimentos (Sospedra et al, 2015). En cambio el caso de y Marineta a 500 m los altos valores pudieron darse por el aporte de aguas residuales que al ser menos densas suben a la superficie con mayor cantidad de nutrientes. En general la concentración de fosfatos fue menor que la concentración de NID. La mayoría de puntos estuvieron por debajo de 0,05 μM .



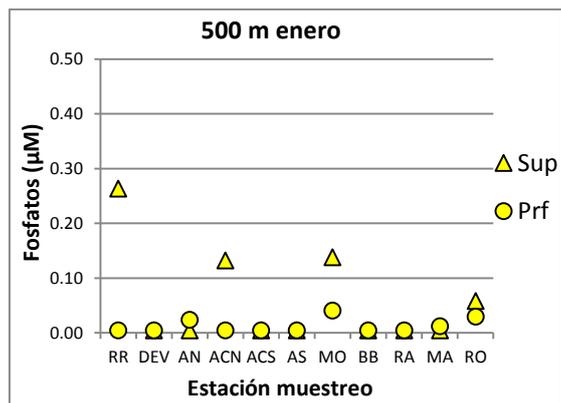


Figura 4.5: Concentración de fosfatos de los 11 transectos a 0, 250 y 500 m de la costa en la campaña de enero de 2015.

En la Figura 4.6 se observa el mapa de concentración de fosfatos superficial de la costa de Dénia de la campaña de enero de 2015. Sedetectó como la zona cercana al río Racons tuvo gran cantidad de fosfatos causa de la presencia de agua dulce que aporta nutrientes al mar. Otra zona con altos niveles de fosfato fue la zona más al sur de Almadrava sin niveles bajos de salinidad, aunque en esta zona existe la desembocadura de un río con bajo caudal como es el Almadrava.

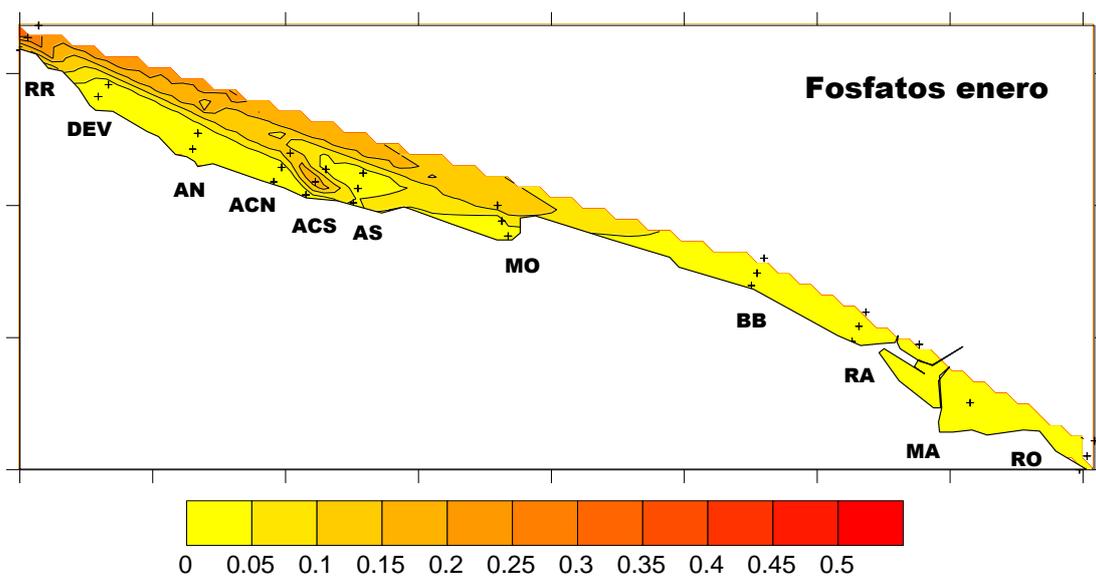


Figura 4.6: Mapa de concentración de fosfatos en la zona superficial de la costa de Dénia en enero de 2015.

En la figura 4.7 se observan los valores de sílice en los 11 transectos para la campaña de enero. Como vemos en las gráficas, a todas las distancias, el valor mayor fue siempre el del transecto río Racons superficial, valores que entran dentro de la tendencia normal ya que hay un descenso de salinidad importante. Podemos destacar también, aunque en menor medida, el punto Marineta a 0 m de la costa. Para el sílice no se apreció una pauta clara entre las muestras superficiales y profundas, ya que en igualdad de ocasiones, se observó que las muestras superficiales mostraban mayor nivel que las profundas así como al revés. Por último destacar que en este caso no se observaron ganancias o pérdidas a lo largo del gradiente

salino, indicando que el principal factor que afecta la concentración de este nutriente en la zona de estudio es la mezcla física con las aguas continentales, como se observa en la gráfica salinidad-sílice del anexo B.

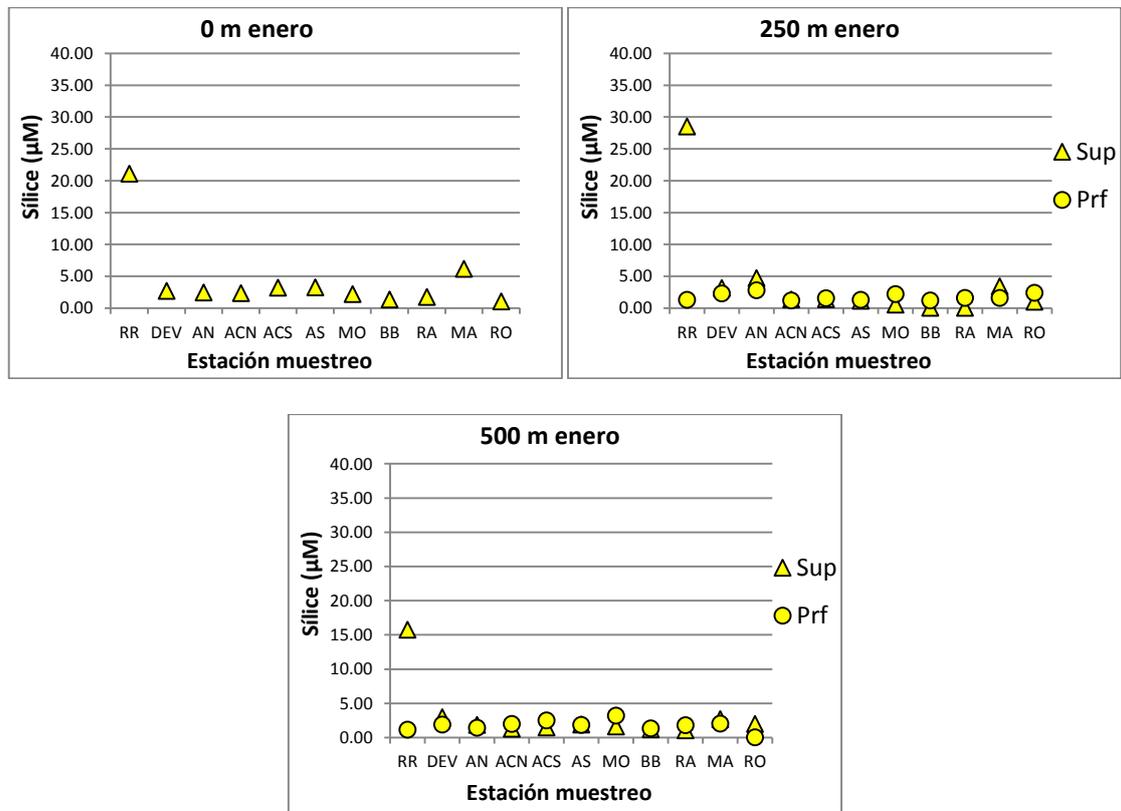


Figura 4.7: Concentración de sílice de los 11 transectos a 0, 250 y 500 m de la costa en la campaña de enero de 2015.

En la Figura 4.8 se presenta el mapa de concentración de sílice superficial de la costa de Dénia de la campaña de enero de 2015. En este caso, se puede observar como la zona cercana al río Racons tiene gran cantidad de sílice, la cantidad de sílice va de más concentrada en la zona más cercana al río Racons y disminuyendo hacia el sureste.

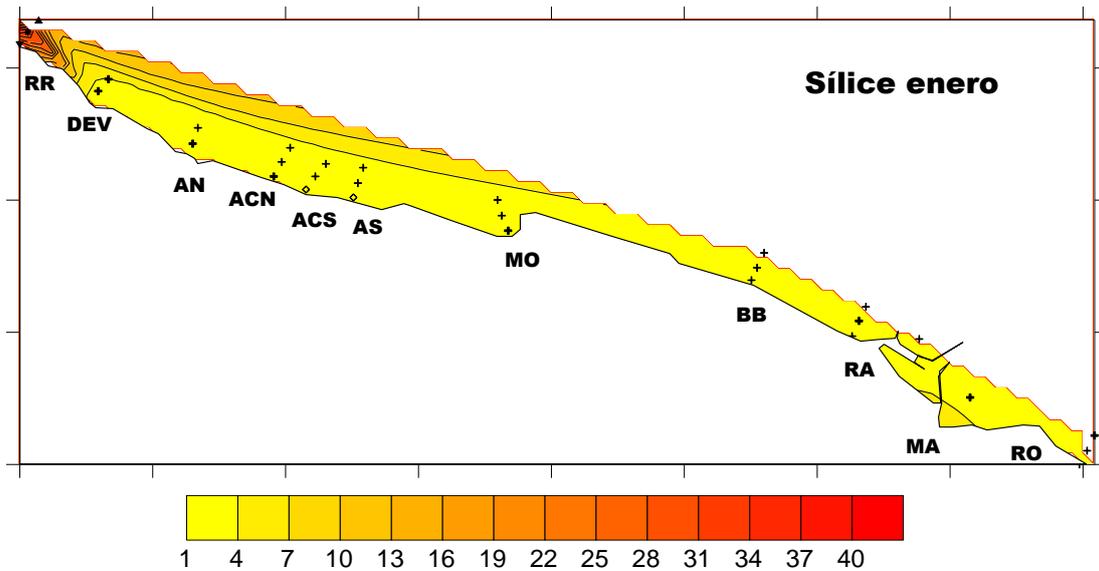
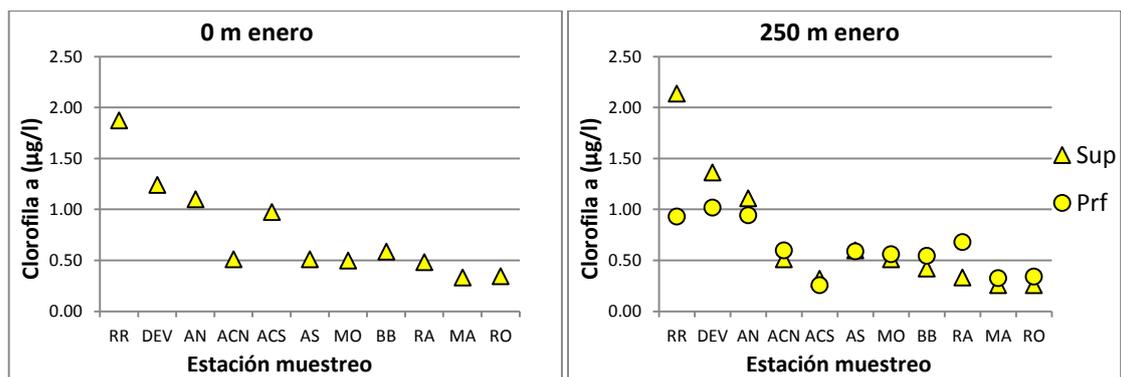


Figura 4.8: Mapa de concentración de sílice en la zona superficial de la costa de Dénia en enero de 2015.

En la figura 4.9 se observa los valores de clorofila *a* en los 11 transectos para la campaña de enero. Una vez observadas las gráficas podemos decir que la zona noroeste que presenta los puntos Riu Racons, Devesses y Almadrava Norte, presentaron mayor cantidad de clorofila *a*, gracias a la mayor presencia de nutrientes procedentes del río Racons, lo que les lleva a poder desarrollarse con mayor facilidad. Otro punto a tener en cuenta es el Almadrava Centro Sur a 0 y 500 m, el cual también presentó gran cantidad de clorofila *a*. En todos estos puntos la concentración de clorofila fue siempre mayor en superficie que en profundidad. Sin embargo en todos los demás puntos la cantidad de clorofila *a* fue similar, y además presentaron mayor cantidad de clorofila *a* en profundidad que en superficie.



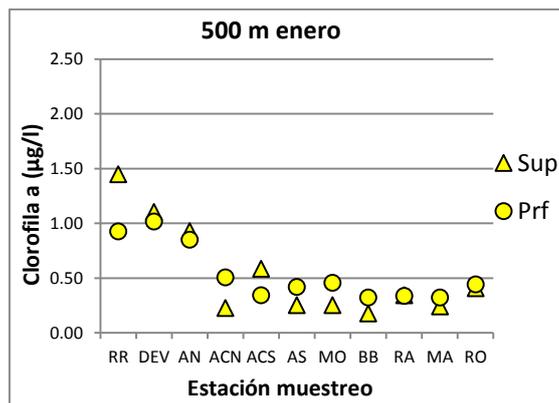


Figura 4.9: Concentración de clorofila *a* de los 11 transectos a 0, 250 y 500 m de la costa en la campaña de enero de 2015.

En la Figura 4.10 se observa el mapa de concentración de clorofila *a* superficial de la costa de Dénia de la campaña de enero de 2015. En este mapa podemos observar como la cantidad de clorofila *a* es mayor cuanto más al noroeste nos encontremos y disminuyendo hacia el sureste. Las dos zonas donde mayor desarrollo de organismos fitoplanctoncos parece haber son la más al noroeste y la cercana a la Almadrava. Esta distribución parece ser que vino dada por el aporte de nutrientes que se ve reflejado de manera considerada por el río Racons y de una manera menor pero notable por los puntos cercanos a la playa de Almadrava. Si bien es cierto que donde más nutrientes más clorofila habría, hay que tener en cuenta también que los niveles medidos pueden estar afectados por el zooplancton que se alimenta del fitoplancton.

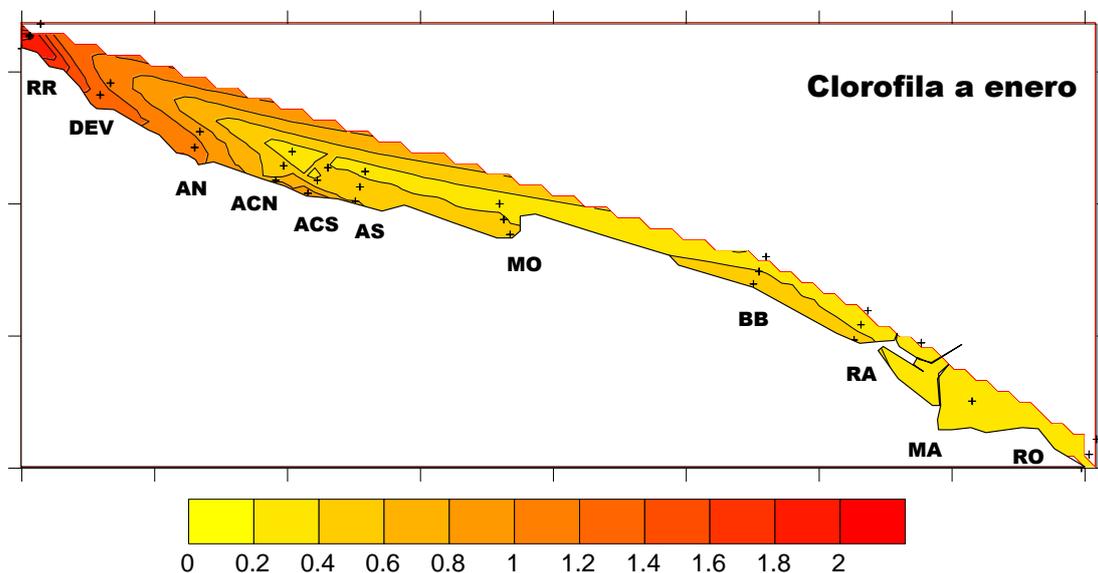


Figura 4.10: Mapa de concentración de clorofila *a* en la zona superficial de la costa de Dénia en enero de 2015.

- **Campaña de mayo**

En la figura 4.11 se muestran los valores de salinidad en los 11 transectos para la campaña de mayo. En esta campaña observamos que el valor menor de salinidad (34,7) estuvo en el punto del río Racons a 250 m superficiales, pero en este caso este descenso de salinidad no fue tan notable como en la campaña anterior. Otros dos valores que en el mes de mayo cabe destacar fueron el punto del río Racons y en menor medida el punto Almadrava Centro Sur, ambos a 0 m con valores entre 36 y 37. El resto de los puntos mostraron valores entre 37 y 38. No se apreciaron diferencias en la salinidad entre las muestras cogidas a distintas profundidades, para la gran mayoría de los puntos. Las excepciones fueron por un lado el punto de 250 m del Riu Racons, que mostró claras diferencias con muestras menos salinas en superficie como consecuencia de las entradas de aguas dulces procedentes del río y por otro lado las observadas en Blay Beach a 500 m, Rasset a 250 y 500 m donde las muestras superficiales fueron ligeramente más salinas (en torno a 0,5) a las profundas indicando un posible aporte de aguas subterráneas menos salinas en la zona. En Marineta a 500 m también se apreciaron salinidades mayores en superficie que en profundidad que podrían ser consecuencia de la proximidad al emisario.

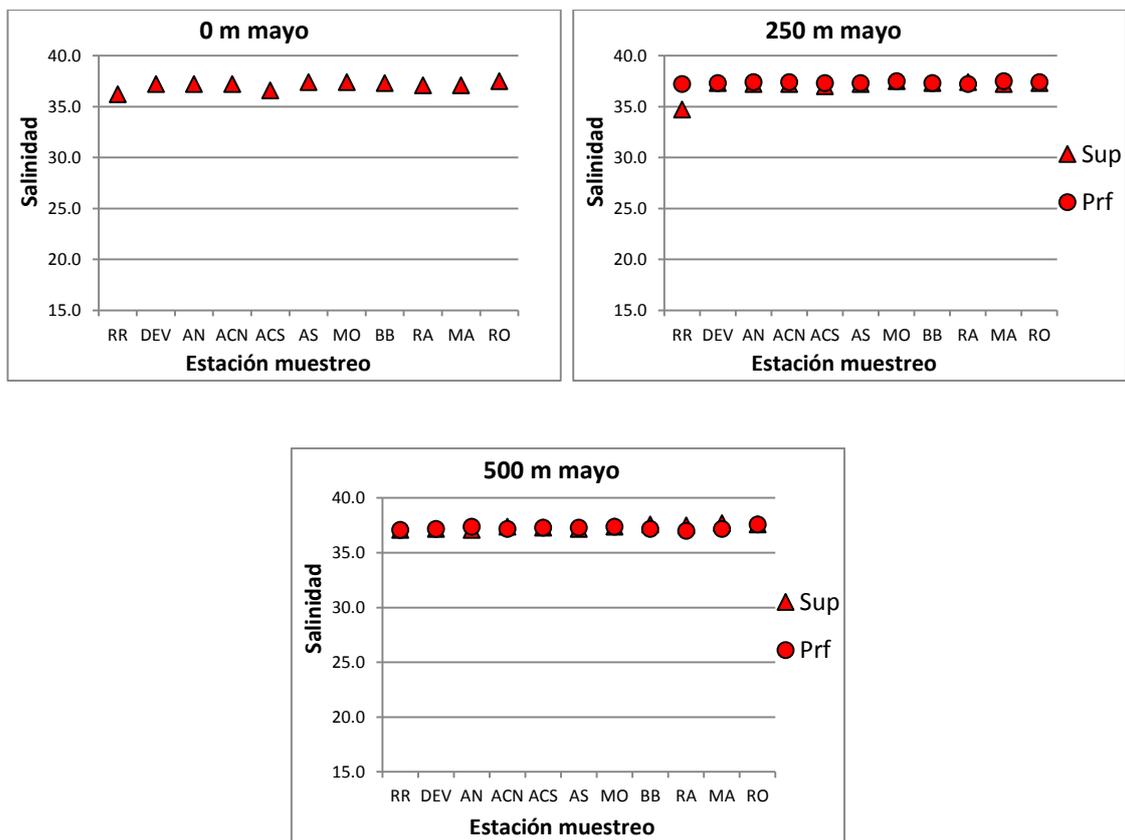


Figura 4.11: Salinidad de los 11 puntos de muestreo a 0, 250 y 500 m de la costa en la campaña de mayo de 2015.

En la Figura 4.12 se observa el mapa de salinidad superficial de la costa de Dénia de la campaña de mayo de 2015. En esta campaña se observó un ligero descenso de la salinidad en la zona del río Racons factor que nos indica una fuente de agua dulce. Otra zona en la que

parece apreciarse un leve descenso de la salinidad fue la de Almadrava Centro Sur. En el resto de la costa se apreció una salinidad muy homogénea.

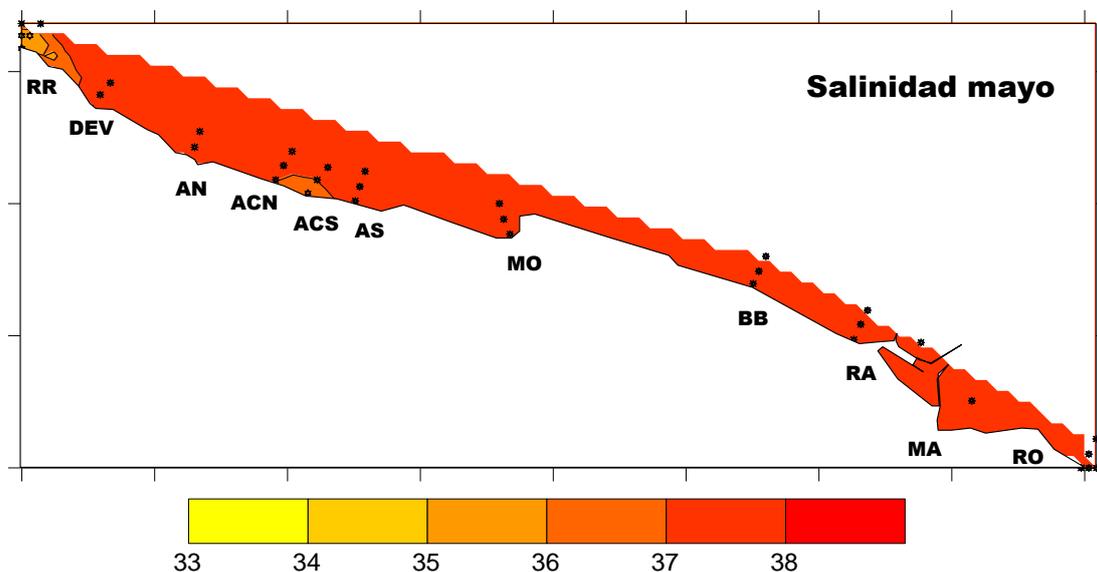
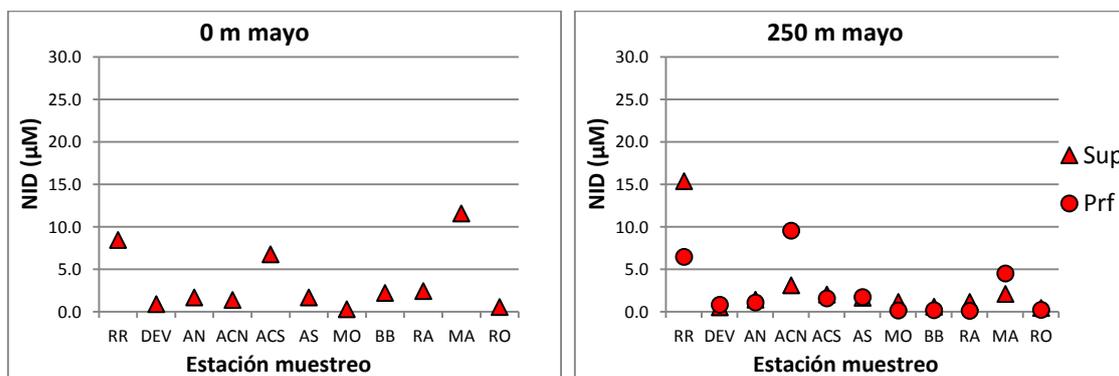


Figura 4.12: Mapa de salinidad superficial de la costa de Dénia en mayo de 2015.

En la figura 4.13 se observa los valores de NID en los 11 transectos para la campaña de mayo. A partir de esta figura se observó que los valores mayores de NID, se dieron en los puntos Riu Racons 0 y 250 m puntos con menor salinidad (36,2 y 34,7) y Almadrava Centro Sur a 0 y 500 m también con gran cantidad de NID y baja salinidad. Estos tres puntos siguen la pauta habitual que puntos con menor salinidad tienen mayor cantidad de nutrientes. Otros puntos con valores altos de NID fueron Almadrava Centro Norte 250 m y Marineta a 0 m en este caso, donde la salinidad no fue tan baja como los otros puntos. En el anexo B se muestra la relación NID-salinidad para esta campaña. En este caso la alta cantidad de NID podría estar generada por diferentes procesos biogeoquímicos como la mineralización de materia orgánica y/o excreción de organismos. En general, en la mayoría de los transectos, los valores de NID fueron mayores en las muestras superficiales, esto pudo venir dado por la menor densidad de las muestras superficiales. Las excepciones fueron los puntos Almadrava Centro Norte y Marineta a 250 m, y Riu Racons, Devesses, Almadrava Norte, Almadrava Sur y Rotes a 500 m de la costa pudiendo indicar flujos de nutrientes desde los sedimentos (Sospedra et al, 2015).



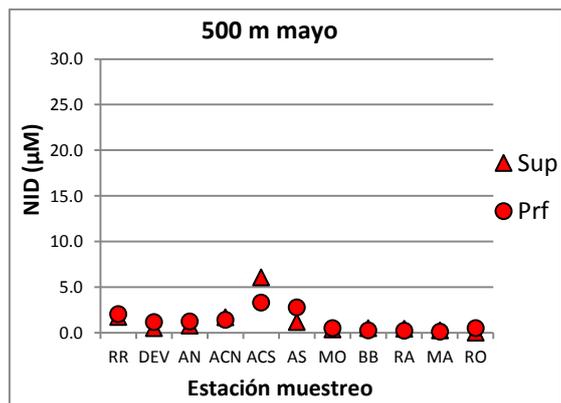


Figura 4.13: Nitrógeno inorgánico disuelto de los 11 puntos de muestreo a 0, 250 y 500 m de la costa en la campaña de mayo de 2015.

En la Figura 4.14 se observa el mapa de NID superficial de la costa de Dénia de la campaña de mayo de 2015. En esta campaña se observaron tres focos en los cuales hay gran concentración de NID, uno más al noroeste, otro al centro y el otro más hacia el sureste. El primero se trata del río Racons, donde está la desembocadura de este, el cual aporta agua dulce al medio disminuyendo su salinidad y aportando nutrientes. La concentración de NID va disminuyendo hasta que aumenta de nuevo en el punto de Almadrava Centro Norte y Almadrava Centro Sur, donde la salinidad también bajó. Como sabemos en este punto existe la desembocadura del río Almadrava el que puede estar aportando cantidad de nutrientes al medio marino. El último foco es el de Marineta donde existe también una concentración notable de NID. También en la campaña anterior se apreció un aumento de NID, probablemente se debe a la configuración de este punto, ya que las aguas están más protegidas por el puerto lo que hace que los nutrientes no se puedan dispersar con facilidad.

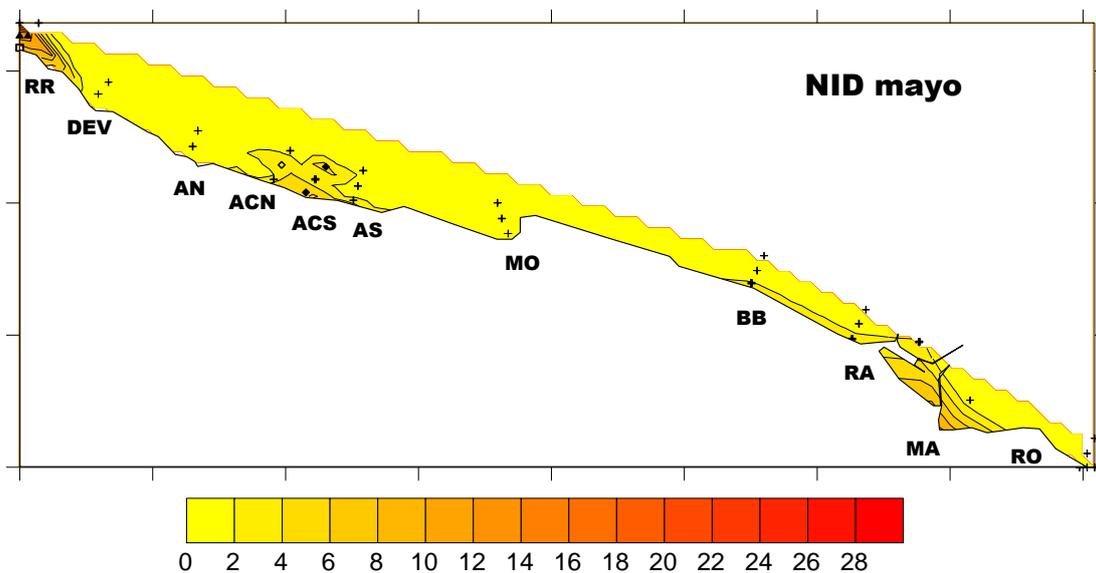


Figura 4.14: Mapa de nitrógeno inorgánico disuelto superficial de la costa de Dénia en mayo de 2015.

En la figura 4.15 se observan los valores de fosfato en los 11 transectos para la campaña de mayo. La mayor concentración (0,13 µM) se detectó en la muestra superficial de Rotes a 250 m. Pero en general los niveles de 0,05 µM o ligeramente superiores se observaron en los

transectos realizados en la Almadrava (AN, ACN, ACS, AS). También concentraciones similares se apreciaron en Devesses, Molins y Rasset a 500 m. En cambio en los puntos Riu Racons 0 y 250 m y Almadrava Centro Sur 0 m, la cantidad de fosfatos fue muy baja para la salinidad que había en estos lugares, como se observa en el anexo B gráfica fosfatos-salinidad mayo, lo que podría indicar adsorción por parte del sedimento o utilización de este nutriente por los organismos fitoplanctónicos (Romero et al, 2007). No se apreció una pauta clara entre las muestras superficiales y profundas, ya que en igualdad de ocasiones, se observó que las muestras superficiales mostraban mayor nivel que las profundas así como al revés. En mayo, también se vio que la concentración de fosfatos fue menor que la concentración de NID

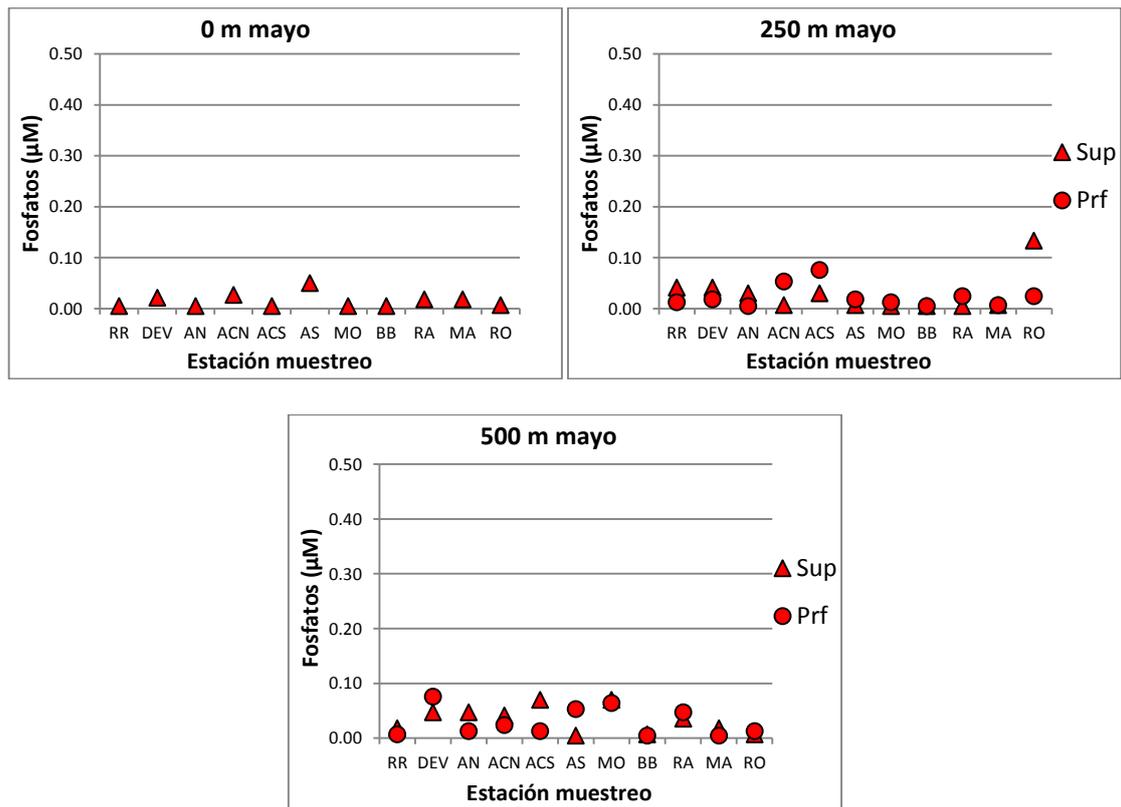


Figura 4.15: Concentración de fosfatos de los 11 transectos a 0, 250 y 500 m de la costa en la campaña de mayo de 2015.

En la Figura 4.16 se observa el mapa de concentración de fosfatos superficial de la costa de Dénia de la campaña de mayo de 2015. La zona con niveles de fosfato mayores fue la zona de Almadrava Centro Sur y Molins sin niveles bajos de salinidad, pero con la presencia de dos pequeños ríos, el Almadrava y el Alberca respectivamente. También destacar en esta campaña la zona colindante a Rotes en la cual también se obtuvieron concentraciones mayores de fosfatos.

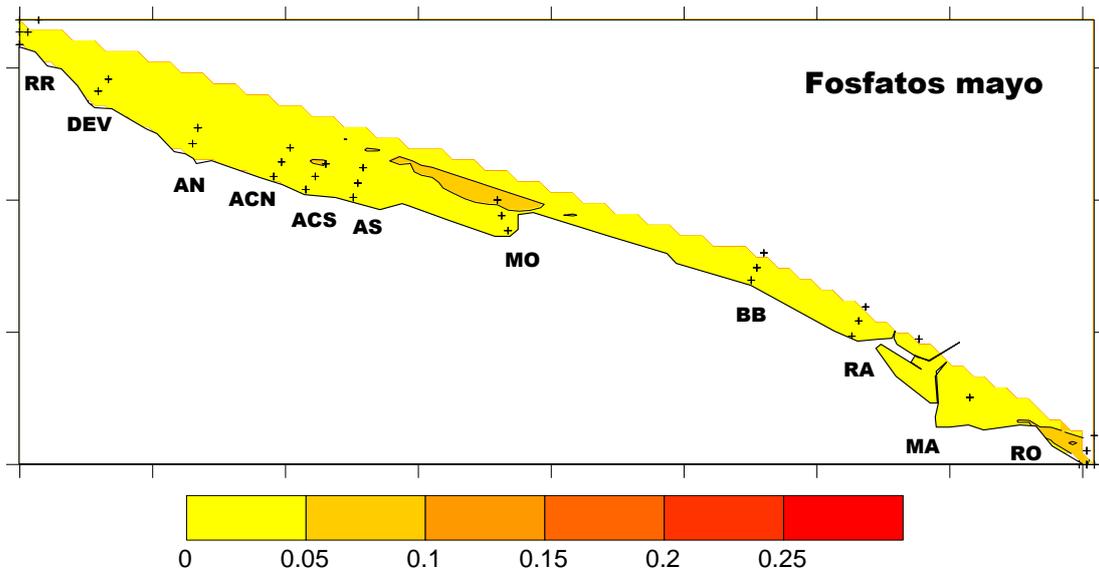
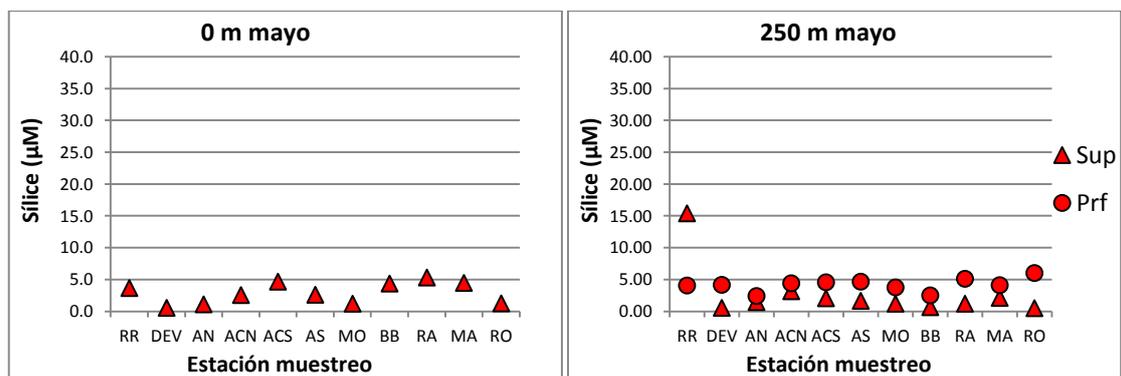


Figura 4.16: Mapa de concentración de fosfatos en la zona superficial de la costa de Dénia en mayo de 2015.

En la figura 4.17 se observa los valores de sílice en los 11 transectos para la campaña de mayo. Como vemos el valor mayor fue el punto a 250 m del Riu Racons superficial, valores que entran dentro de la tendencia normal ya que hay un descenso de salinidad importante. Para el sílice no se apreció una pauta clara entre las muestras superficiales y profundas, ya que en igualdad de ocasiones, se observó que las muestras superficiales mostraban mayor nivel que las profundas así como al revés. Por último destacar que en este caso no se observaron ganancias o pérdidas a lo largo del gradiente salino, con lo cual se indica que el principal factor que afecta la concentración es una mezcla física de las aguas marinas con las continentales. Esta relación se observa en el anexo B en la gráfica sílice-salinidad del mes de mayo.



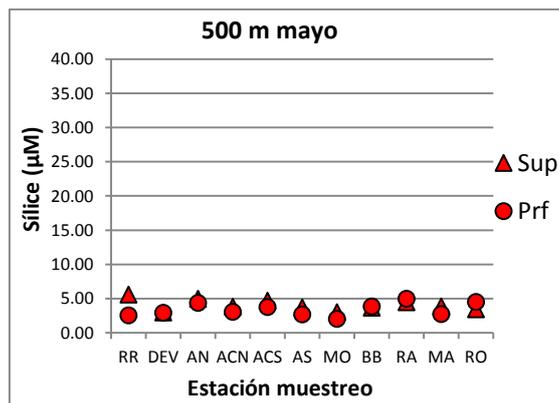


Figura 4.17: Concentración de sílice de los 11 transectos a 0, 250 y 500 m de la costa en la campaña de mayo de 2015.

En la Figura 4.18 se presenta el mapa de concentración de sílice superficial de la costa de Dénia de la campaña de mayo de 2015. En este caso, se puede observar como la zona cercana al río Racons tiene gran cantidad de sílice llegando incluso a la zona de Almadrava. Existió también un notable ascenso de sílice en la zona de Rasset y Marineta

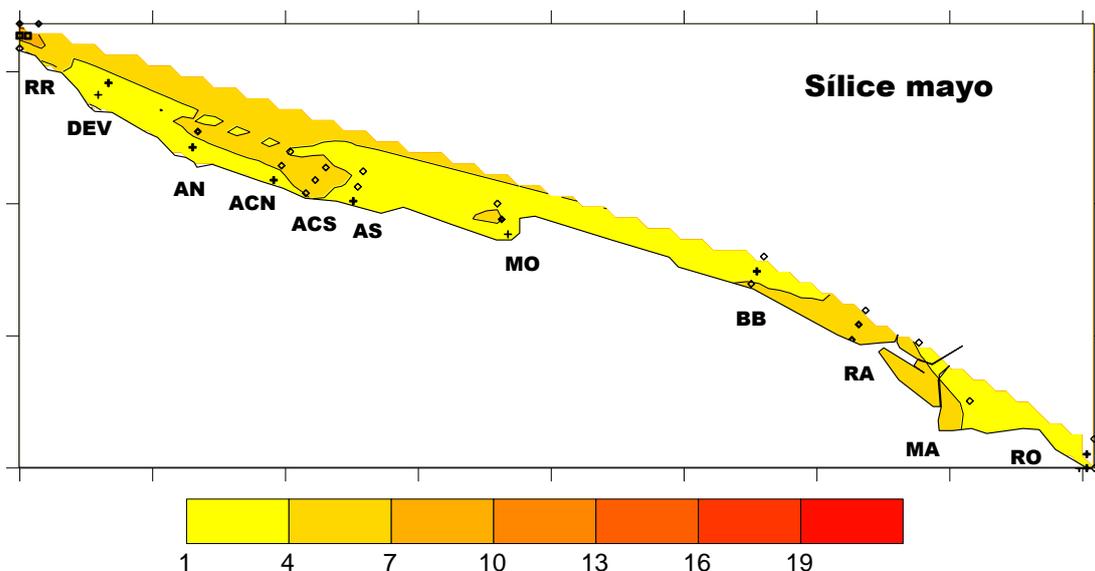


Figura 4.18: Mapa de concentración de sílice en la zona superficial de la costa de Dénia en mayo de 2015.

En la figura 4.19 se observa los valores de clorofila *a* en los 11 transectos para la campaña de mayo. Se aprecia que en la zona noroeste que presenta los puntos Riu Racons, Devesses y Almadrava Norte, se dieron las mayores cantidades de clorofila *a*, a 0 m, gracias a la mayor presencia de nutrientes procedentes del río Racons, lo que les lleva a poder desarrollarse con mayor facilidad. Otros punto a tener en cuenta es el Almadrava Centro Sur 250m, Almadrava Sur 0, 250 m, Molins 250 m y en la distancia de 500 m a la costa todos los transectos, presentaron gran cantidad de clorofila *a*, con valores similares. En la mayoría de casos la concentración de clorofila fue siempre mayor en superficie que en profundidad pauta normal ya que en superficie existen mayor cantidad de nutrientes por diferencia de densidad y mayor

cantidad de energía solar. La excepción se dio en Almadrava Centro Sur 250 m, Blay Beach 250 y 500 m y Deveses, Almadrava Norte, Marineta y Rotes a 500 m, donde ocurrió lo contrario.

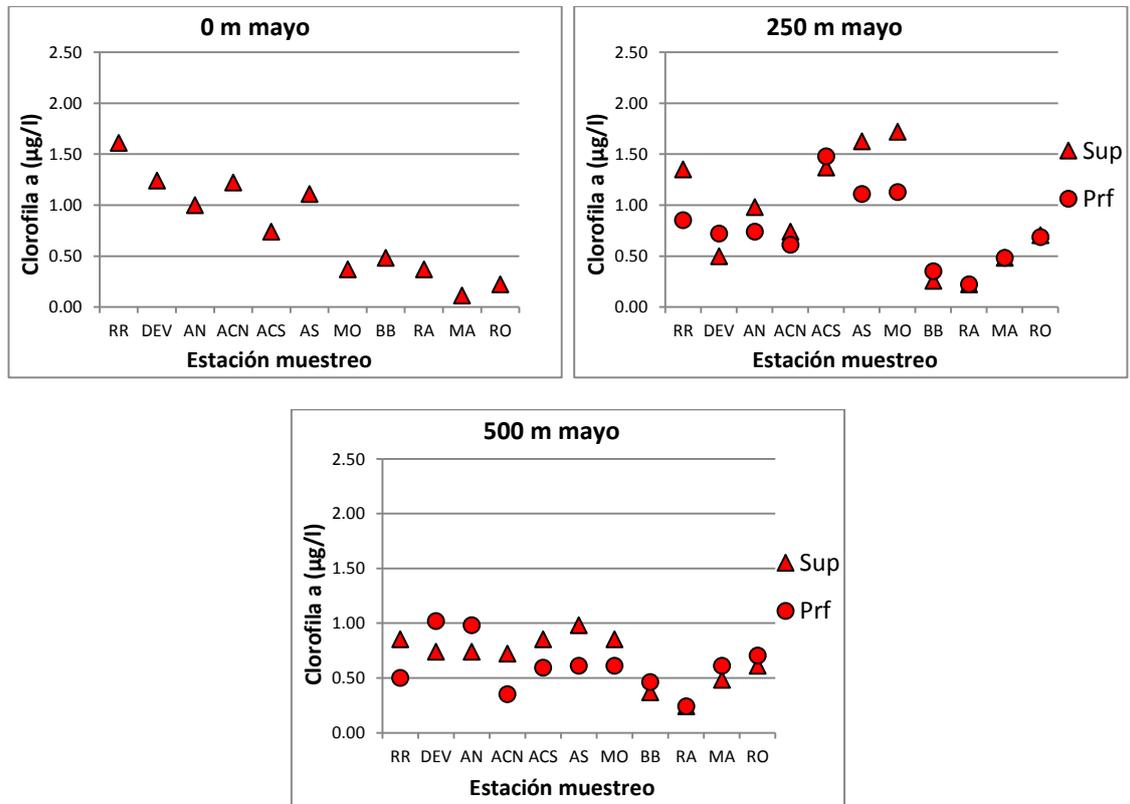


Figura 4.19: Concentración de clorofila *a* de los 11 transectos a 0, 250 y 500 m de la costa en la campaña de mayo de 2015.

En la Figura 4.20 se observa el mapa de concentración de clorofila *a* superficial de la costa de Dénia de la campaña de mayo de 2015. Las dos zonas donde mayor desarrollo de organismos fitoplanctónicos parece haber son la más al noroeste y la cercana a la Almadrava. Esta distribución viene dada por el aporte de nutrientes que se ve reflejado de manera considerada por el río Racons y de una manera menor pero notable por los puntos cercanos a la playa de Almadrava.

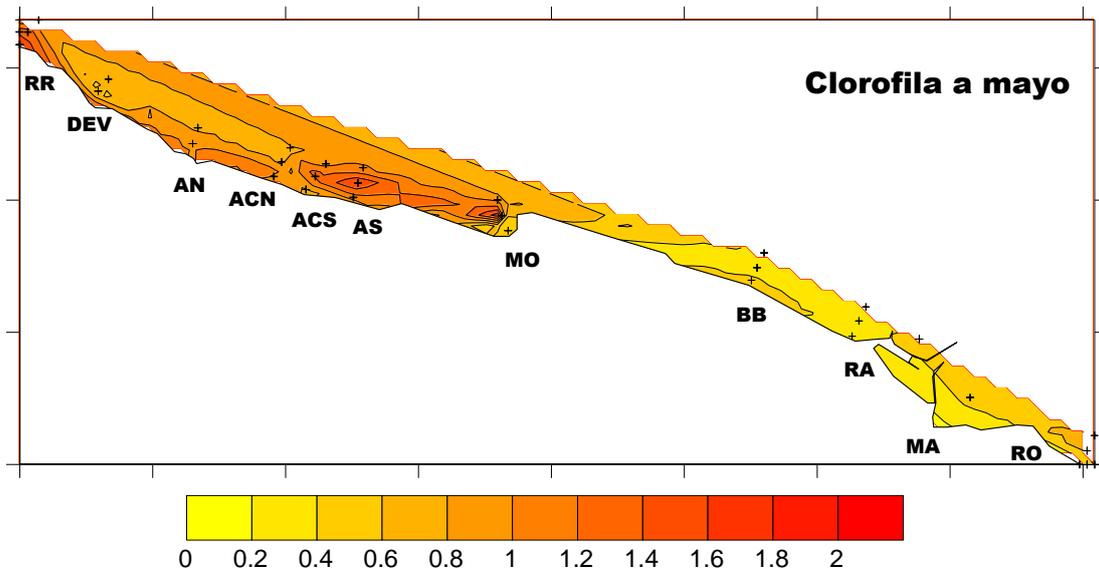
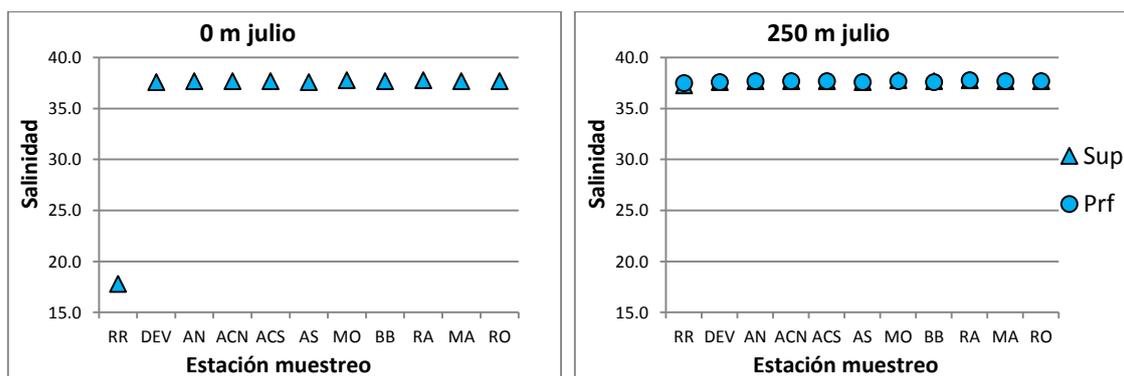


Figura 4.20: Mapa de concentración de clorofila a en la zona superficial de la costa de Dénia en mayo de 2015.

- **Campaña de julio**

En la figura 4.21 se muestran los valores de salinidad en los 11 transectos para la campaña de julio. En esta campaña, observamos que el valor menor de salinidad (17,8) estuvo en el punto del río Racons más cerca a la costa. Otro valor que cabe destacar fue el punto del río Racons a 500 m de la costa en superficie con un valor ligeramente menor a 37. El resto de los puntos mostraron valores entre 37 y 38. No se apreciaron diferencias en la salinidad entre las muestras cogidas a distintas profundidades, para la gran mayoría de los puntos. La excepción fue el punto de 500 m del Riu Racons, que mostró diferencias con muestras menos salinas en superficie como consecuencia de las entradas de aguas dulces procedentes del río. La menor salinidad registrada en todas las campañas en el punto RR a 0 m de la costa, indicaría la mayor cantidad de aportes de aguas por parte del río.



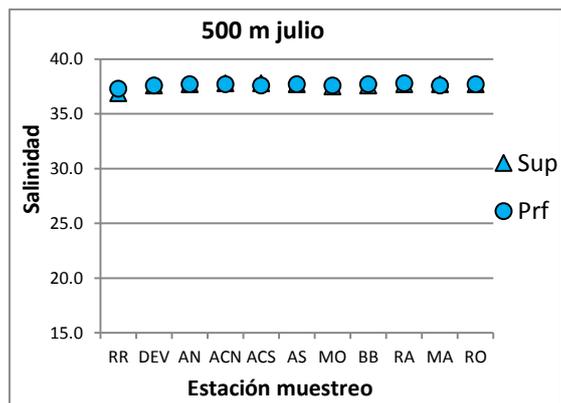


Figura 4.21: Salinidad de los 11 puntos de muestreo a 0, 250 y 500 m de la costa en la campaña de julio de 2015.

En la Figura 4.22 se observa el mapa de salinidad superficial de la costa de Dénia de la campaña de julio de 2015. En esta campaña se observó un descenso de la salinidad en la zona más cercana a la costa del río Racons factor que nos indica la salida de agua dulce. En el resto de la costa se apreció una salinidad muy homogénea.

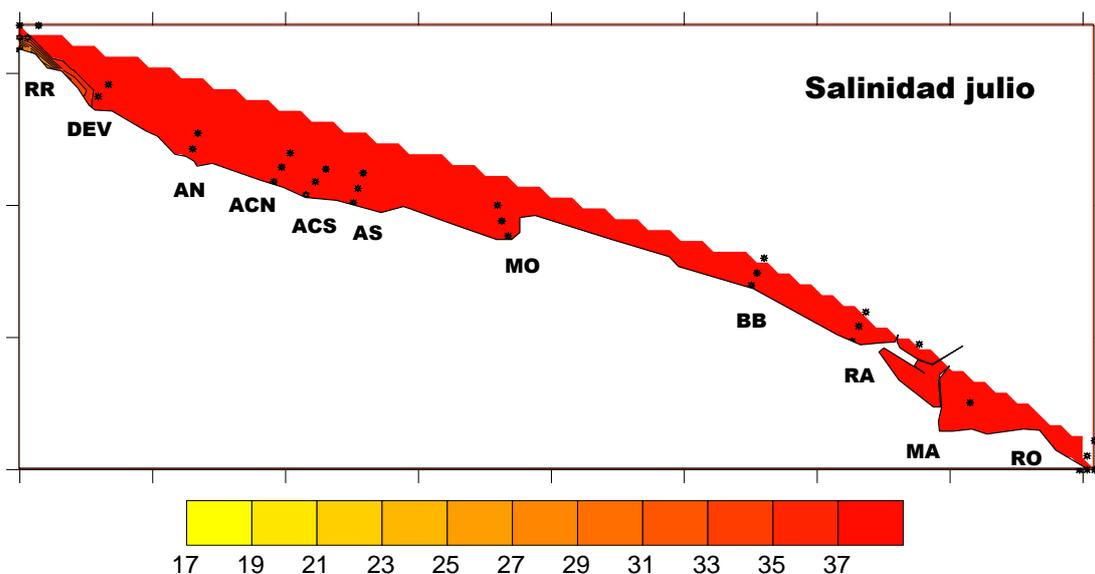


Figura 4.22: Mapa de salinidad superficial de la costa de Dénia en julio de 2015.

En la figura 4.23 se observa los valores de NID para la campaña de julio. A partir de esta figura se observó que el mayor valor de NID se dio de forma considerable en las muestras del transecto Riu Racons a 0 m, punto con muy baja salinidad (17,8) mostrando así la pauta habitual donde las aguas continentales tienen normalmente un contenido mucho más alto en nutrientes que las aguas marinas. A parte de este punto, también existió una gran cantidad de este nutriente en los puntos de Riu Racons a 250 y 500 m, Devesses a 0 m, Almadrava Norte a 0 y 500 m, Almadrava Centro Norte a 500 m y Marineta, con concentraciones fundamentalmente elevadas en las muestras superficiales a 0 y 250 m, sin embargo, en este caso, la salinidad no fue tan baja, como se puede observar en la gráfica correspondiente del anexo B. En el caso del transecto de Marineta estos altos niveles de concentración se pudieron

dar por la proximidad del emisario submarino el cual vierte aguas residuales procedentes de la EDAR. En general, en la mayoría de los transectos, los valores de NID fueron mayores en las muestras superficiales, esto pudo venir dado por la menor densidad de las muestras menos salinas y ricas en nutrientes. Las excepciones fueron los puntos Almadrava Centro Norte y Centro Sur a 500 m de la costa pudiendo indicar flujos de nutrientes desde los sedimentos.

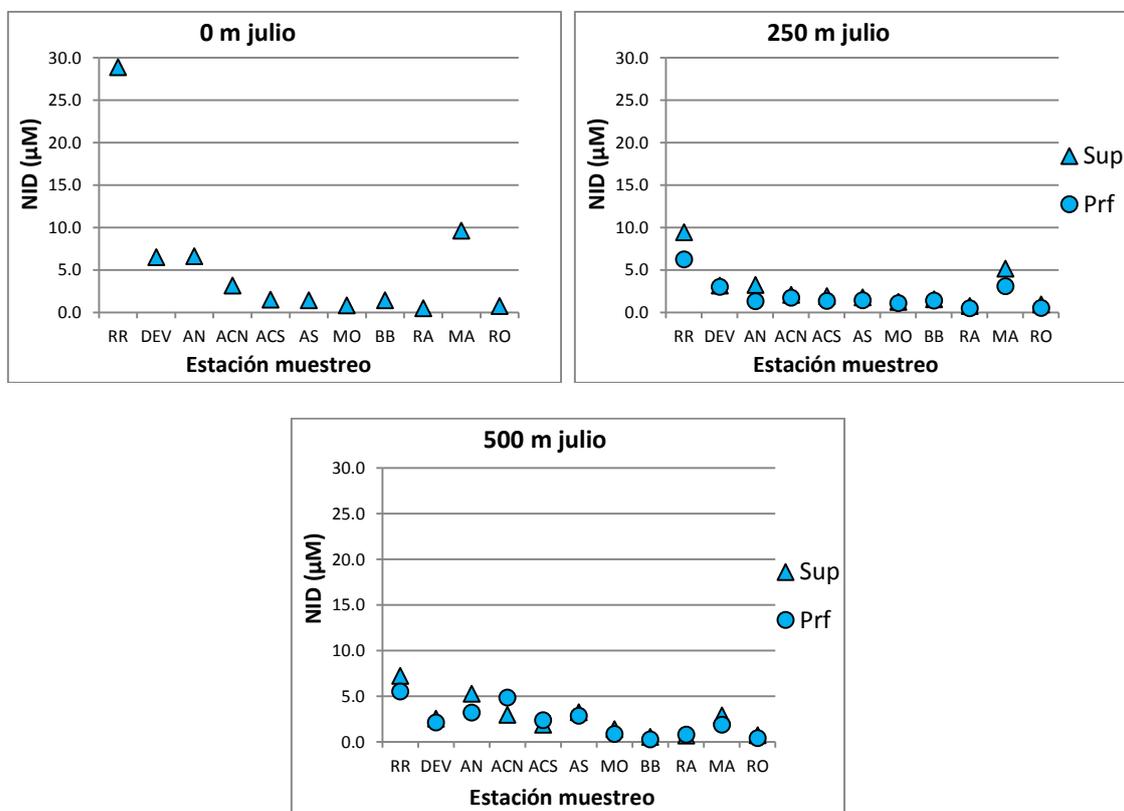


Figura 4.23: Nitrógeno inorgánico disuelto de los 11 transectos a 0, 250 y 500 m de la costa en la campaña de julio de 2015.

En la Figura 4.24 se observa el mapa de NID superficial de la costa de Dénia de la campaña de julio de 2015. En esta campaña se observó dos focos en los cuales hay gran concentración de NID. El primero se trata del río Racons, donde la desembocadura de este río aporta agua dulce con nutrientes. La concentración de NID va disminuyendo de noroeste a sureste hasta que aumenta de nuevo en el punto de Marineta. El segundo foco es el de Marineta donde sin haber un descenso marcado de salinidad sí que se produjo un alto nivel de NID, estos resultados tan altos en esta zona se pudieron dar por el confinamiento especial de estas aguas por la presencia del puerto que hace que no haya una buena mezcla de las aguas y la proximidad del emisario.

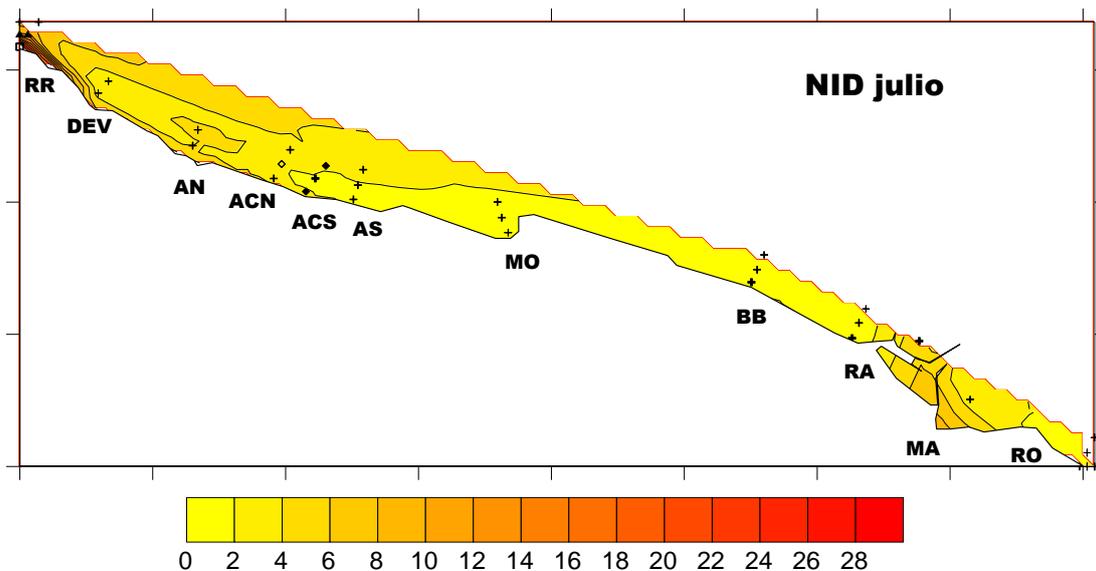
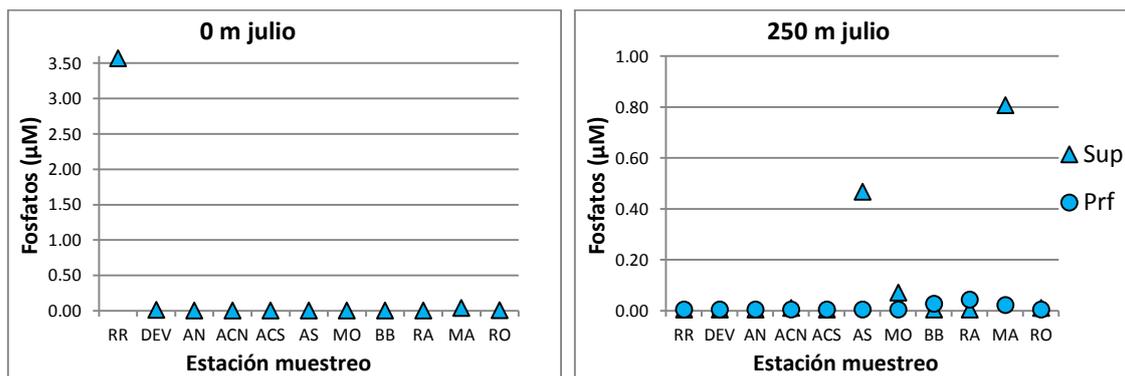


Figura 4.24: Mapa de nitrógeno inorgánico disuelto superficial de la costa de Dénia en julio de 2015.

En la figura 4.25 se observan los valores de fosfato en los 11 transectos para la campaña de julio. La mayor concentración en todas las campañas ($3,57 \mu\text{M}$) se detectó en la muestra Riú Racons. También se detectaron grandes concentraciones de fosfatos en los puntos realizados en Marineta a 250 m, Almadrava Sur a 250 m. El caso de Marineta pudo ser por la proximidad al emisario y el punto de Almadrava Sur por la presencia del río Almadrava. En estos dos casos la cantidad de fosfatos fue muy alta para la salinidad que había en estos lugares, esta conclusión se observa en la gráfica de salinidad-fosfatos del mes de julio en el anexo B. No se apreció una pauta clara entre las muestras superficiales y profundas, ya que en igualdad de ocasiones, se observó que las muestras superficiales mostraban mayor nivel que las profundas así como al revés. En julio, también se vio que la concentración de fosfatos fue menor que la concentración de NID.



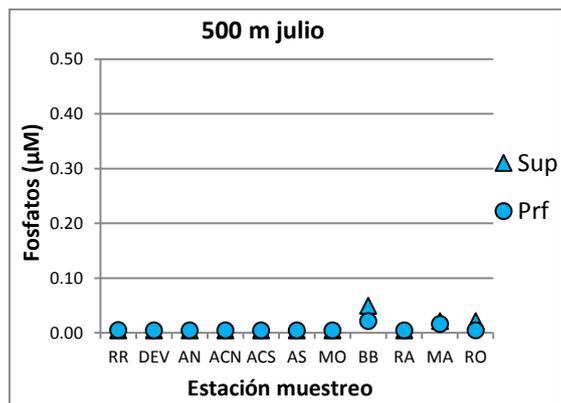


Figura 4.25: Concentración de fosfatos de los 11 transectos a 0, 250 y 500 m de la costa en la campaña de julio de 2015.

En la Figura 4.26 se observa el mapa de concentración de fosfatos superficial de la costa de Dénia de la campaña de julio de 2015. Se detectaron tres grandes focos con concentraciones cercanas a 0,5 μM e incluso mucho más superiores. Estos puntos fueron el Riu Racons, Almadrava Sur y Marineta, focos que siempre tienen gran cantidad de nutrientes. Estos altos niveles de fosfatos, coincide con los puntos en los cuales existe la presencia de algún aporte por parte de las EDAR de la zona, (Bordehore, 2014).

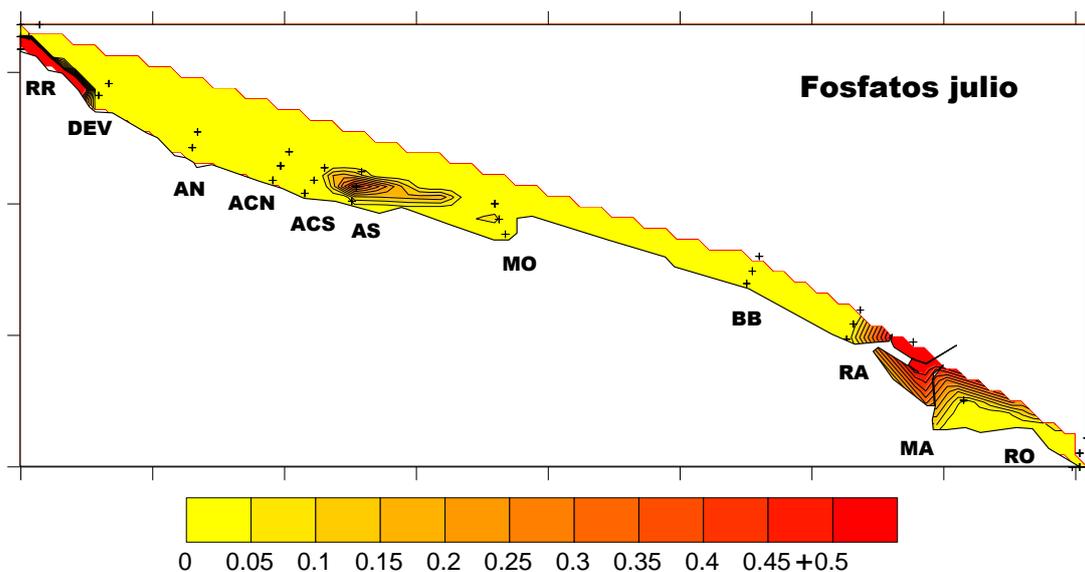


Figura 4.26: Mapa de concentración de fosfatos en la zona superficial de la costa de Dénia en julio de 2015.

En la figura 4.27 se observa los valores de sílice en los 11 transectos para la campaña de julio. Como vemos el valor mayor fue el punto a 0 m del Riu Racons, valor que entra dentro de la tendencia normal ya que hay un descenso de salinidad muy significativo. Para el sílice no se apreció de nuevo una pauta clara entre las muestras superficiales y profundas, ya que en igualdad de ocasiones, se observó que las muestras superficiales mostraban mayor nivel que las profundas así como al revés. Por último destacar que en este caso no se observaron ganancias o pérdidas a lo largo del gradiente salino, con lo cual se indica que el principal factor

que afecta la concentración es una mezcla física de las aguas marinas con las continentales. Se puede observar en la gráfica salinidad-sílice del mes de julio en el anexo B.

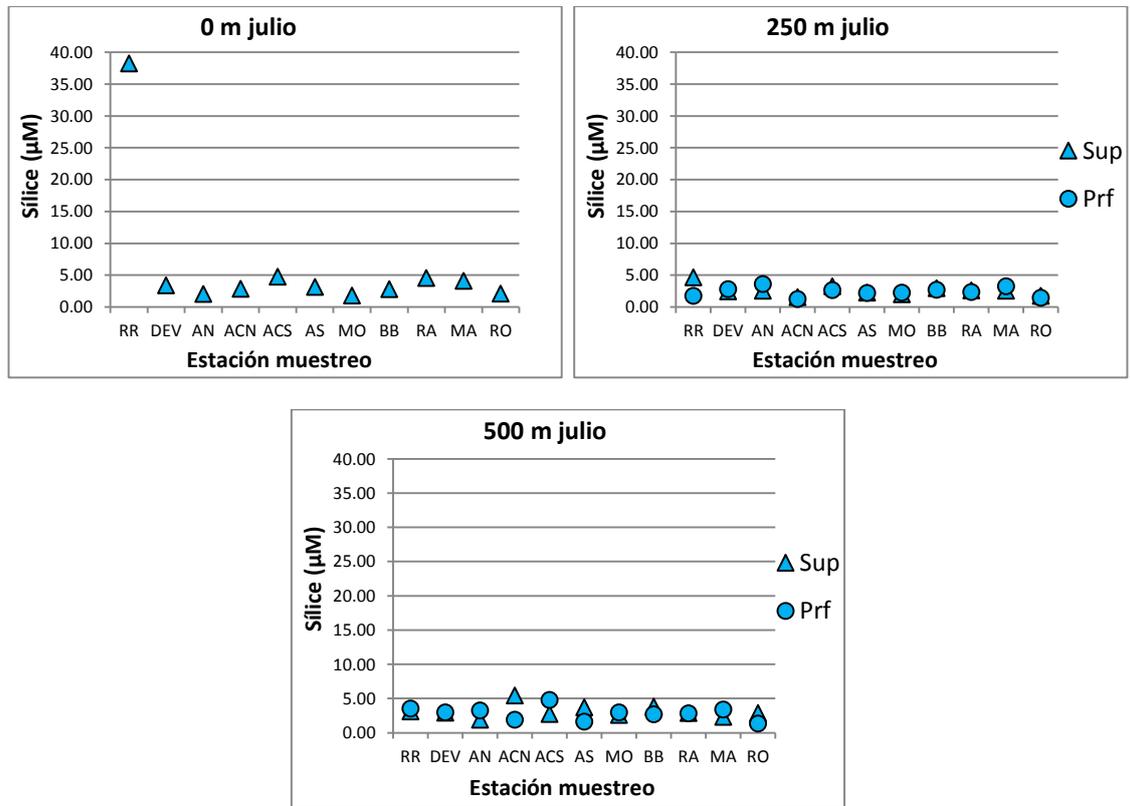


Figura 4.27: Concentración de sílice de los 11 transectos a 0, 250 y 500 m de la costa en la campaña de julio de 2015.

En la Figura 4.28 se presenta el mapa de concentración de sílice superficial de la costa de Dénia de la campaña de julio de 2015. En este caso, se puede observar como la zona cercana al río Racons tiene gran cantidad de sílice por el aporte de agua dulce. Existió también un notable ascenso de sílice en la zona de Almadrava Norte, Centro Norte y Rasset.

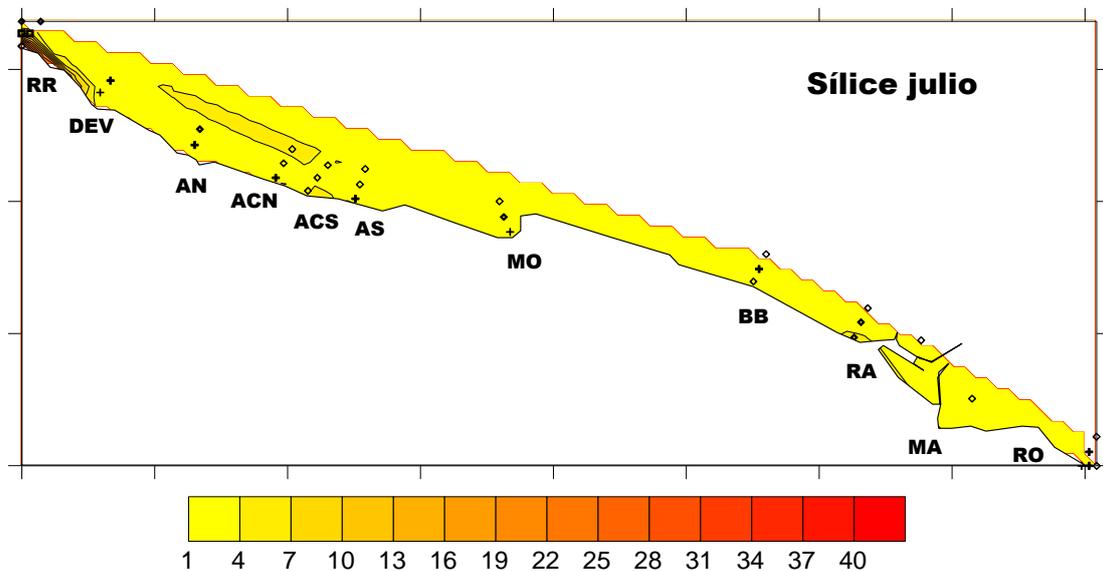


Figura 4.28: Mapa de concentración de sílice en la zona superficial de la costa de Dénia en julio de 2015.

En la figura 4.29 se observa los valores de clorofila *a* en los 11 transectos para la campaña de julio. Podemos decir que la zona noroeste que presenta los puntos Riu Racons presentó mayor cantidad de clorofila *a*, a 0 m, gracias a los mayores niveles de nutrientes procedentes del río, lo que facilita el desarrollo del fitoplancton. Otros punto a tener en cuenta son: Devesses a 500 m, Almadrava Norte 500m superficial, Almadrava Centro Norte 500 m superficial, Almadrava Centro Sur a 0 y 250 m, Almadrava Sur, Rotes a 250 m, Blay Beach a 500 m y Molins a 0 m, con valores por encima de uno. En la distancia de 500 m a la costa todos los transectos, presentaron gran cantidad de clorofila *a*, con valores similares. En la mayoría de casos la concentración de clorofila fue siempre mayor en superficie que en profundidad pauta normal ya que en superficie existen mayor cantidad de nutrientes por diferencia de salinidad y mayor cantidad de energía solar. La excepción se dio en Almadrava Centro Sur y Racons a 250 m, Devesses, Almadrava Sur, Racons y Rotes a 500 m, donde ocurrió lo contrario.

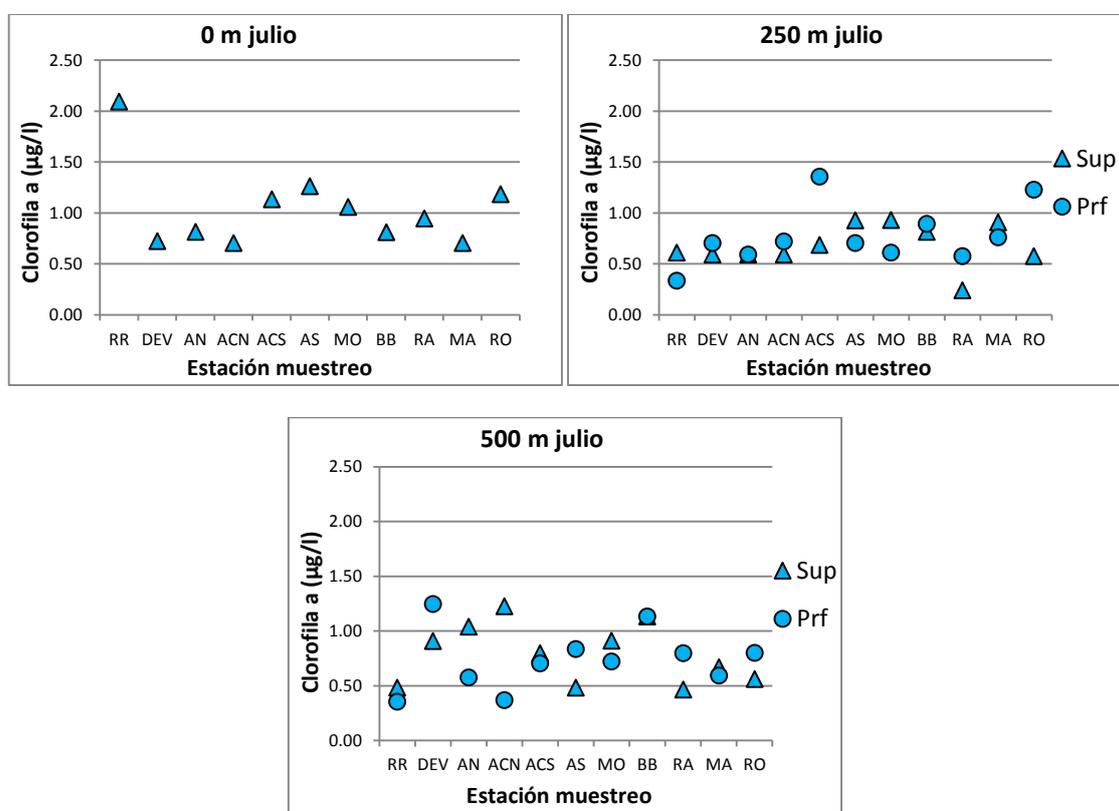


Figura 4.29: Concentración de clorofila *a* de los 11 transectos a 0, 250 y 500 m de la costa en la campaña de julio de 2015.

En la Figura 4.30 se observa el mapa de concentración de clorofila *a* superficial de la costa de Dénia de la campaña de julio de 2015. Las dos zonas donde mayor desarrollo de organismos fitoplanctonocitos parece haber son la más al noroeste y la cercana a la Almadrava y Molins. Esta distribución viene dada por el aporte de nutrientes que se ve reflejado de manera considerada por el río Racons y de una manera menor pero notable por los puntos cercanos a la playa de Almadrava.

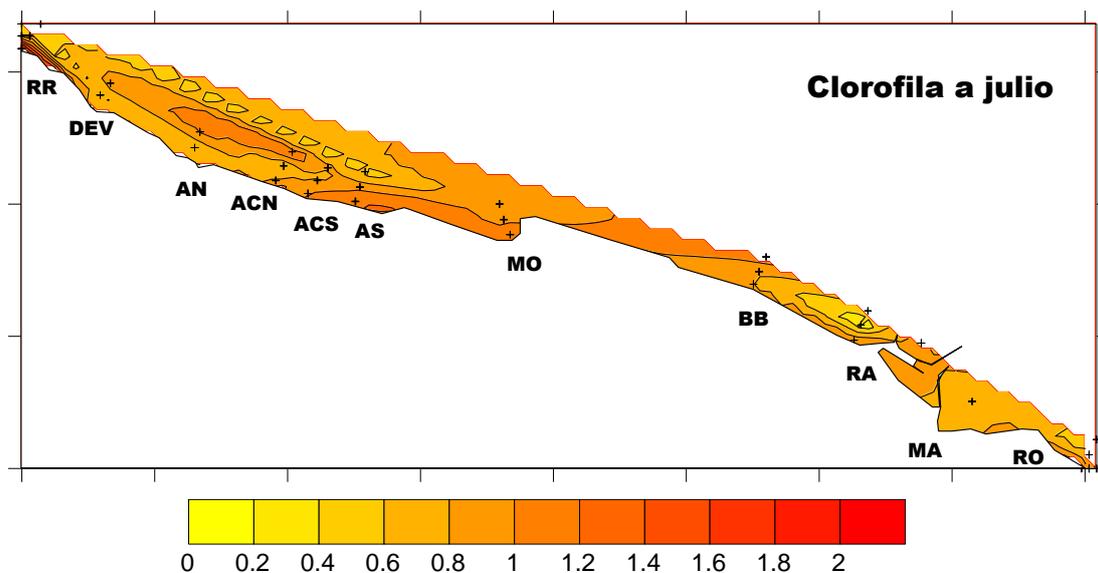


Figura 4.30: Mapa de concentración de clorofila *a* en la zona superficial de la costa de Dénia en julio de 2015.

4.1.2. Distribución temporal

- **Salinidad.**

En el anexo C se exponen los gráficos de salinidad, nutrientes y clorofila para cada transecto incluyendo el conjunto de las tres campañas.

Como se puede ver en estas gráficas generalmente los mayores valores de salinidad se obtuvieron en el mes de julio, el mes en el cual los resultados fueron más homogéneos, sin embargo también el valor mínimo de salinidad fue detectado en la misma campaña (17,8), concretamente en el punto RR 0 m. Los menores valores de salinidad siempre se obtuvieron en el transecto Riu Racons, aunque no siempre fue el mismo punto el que tuvo el menor valor de la campaña. En enero el menor valor se obtuvo en el punto superficial Riu Racons a 250 m, en mayo y julio el de menor salinidad fue el Riu Racons a 0 m. Cabe resaltar que en mayo los valores obtenidos en este transecto no tuvieron tanta variabilidad como en los otros meses. Destacar que en los otros transectos se obtuvieron valores parecidos en todos los puntos menos en Almadrava Centro Norte, Almadrava Centro Sur y Marineta a 0 m, con valores por debajo de 37 que pueden indicar la presencia de aguas dulces ya que en el caso de Almadrava existe la desembocadura de un pequeño río y en Marineta el emisario submarino.

- **NID**

Los mayores valores de NID se obtuvieron en el transecto Riu Racons en todos los meses, aunque no siempre fue el mismo punto, en enero y mayo se produjo a 250 m y en julio a 0 m, por el aporte de agua dulce cargado de nutrientes por parte del río Racons. También otro punto a destacar fue el de Marineta, que en los tres meses se obtuvieron valores altos en especial en el mes de enero para el punto a 0 m, esta gran cantidad de nutrientes puede ser consecuencia del confinamiento de las aguas producido por el puerto lo que impide la mezcla de las aguas aumentando así los niveles de NID y por la presencia del emisario submarino que vierte aguas residuales al mar. Como se muestra en estas gráficas generalmente los mayores

valores de NID se obtuvieron en el mes de enero y julio, aunque no sigue una pauta tan clara como la salinidad. Las excepciones se dieron notablemente en el transecto Almadrava Centro Sur y Rasset. Por último decir que los menores valores de NID se obtuvieron en todas las campañas en los puntos de Blay Beach, Molins y Rotes.

- **Fosfatos**

A partir de las gráficas podemos observar como los valores más notables de fosfatos con diferencia se obtuvieron principalmente en el mes de julio. Estos puntos fueron el Riu Racons a 0 m y Marineta y Almadrava Sur superficiales a 250 m. Destacar que el punto del Riu Racons a 0 m del mes de julio fue el valor más alto de todas las campañas con diferencia ya que se llegó al valor de 3,57 μM , valor que supera con creces a todos los valores observados en los demás puntos en todos los meses. Los demás puntos de los diferentes meses se obtuvieron valores muy parecidos los cuales no superaron la concentración de fosfatos de 0,25 μM . Por último decir que en todos los meses los valores de fosfatos menores se obtuvieron en los transectos de Blay Beach, Rasset y Almadrava Norte.

- **Sílice.**

En el caso del sílice como en los otros nutrientes se observó en todas las campañas que el transecto con mayor cantidad de sílice fue el del Riu Racons, especialmente en los puntos de 0 y 250 m. En cambio todos los otros transectos tuvieron valores parecidos y no hubo un transecto que destacó por encima de los demás en ninguna de las campañas. Todos los puntos obtuvieron valores parecidos, en todas las campañas, por tanto no se apreció ninguna pauta en la cual destacase un mes por encima de otro.

- **Clorofila *a*.**

En el caso de la clorofila *a* se observaron valores parecidos en todas las campañas y no se observó que ninguna estuviese por encima de las demás. A partir de estos resultados se pueden dividir los transectos en tres grupos. El primer grupo fue el transecto Riu Racons obtuvo los valores más altos de la costa de Denia (que incluso llegan a superarlos 2 $\mu\text{g/l}$) a causa de la mayor entrada de nutrientes que proceden de aportes continentales. En este transecto el muestreo de enero fue el que mostró los mayores niveles. Otro grupo de transectos con niveles medios de clorofila, con gran cantidad de puntos entre 1 y 1,5 $\mu\text{g/l}$, (situados más al noreste (Deveses, Almadrava Centro Norte, Almadrava Centro Sur, Almadrava Sur y Molins) donde los valores más altos se dieron principalmente en mayo y julio. Y por último los transectos que casi nunca superan 1 $\mu\text{g/l}$ donde se clasifican Almadrava Norte y los transectos situados más al suroeste Blay Beach, Rasset, Marineta y Rotes. En este grupo con bajos niveles de clorofila, a excepción de Almadrava Norte, siempre fue el muestreo de julio el que mostró los más altos niveles. También remarcar que Marineta muestra valores bajos de clorofila con NID alto lo que sugiere que sería otro el nutriente el que estaría limitando el crecimiento de fitoplancton.

4.2. Análisis del nutriente limitante.

En la Figura 4.31 se representan las relaciones estequiométricas de los nutrientes para los distintos puntos muestreados. En ella se pueden distinguir distintas áreas, definidas por los ejes correspondientes a las relaciones entre nutrientes, en las que se representan y ordenan los nutrientes potencialmente limitantes según su prioridad por parte del fitoplancton. El P, tal y como se desprende de esta figura, actuó como nutriente potencialmente limitante en la mayor parte de los casos, al igual que se detecta de forma generalizada en el Mediterráneo (Krom et al, 2004). Se observó también como en todas las campañas el nutriente limitante fue mayoritariamente el fósforo, independientemente del mes de muestreo.

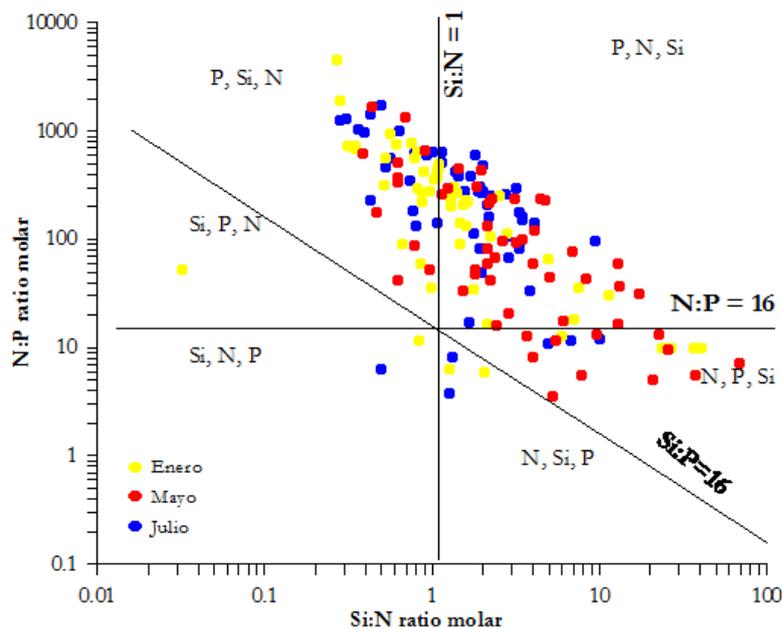


Figura 4.30: Relaciones estequiométricas de los nutrientes en las muestras analizadas de cada campaña. Para cada área del gráfico, el nutriente potencialmente limitante para el fitoplancton está indicado en orden de prioridad.

Como se observa en la Tabla 4.1 el P fue el nutriente potencialmente limitante más frecuente a lo largo de las tres campañas de muestreo (84,2 % de los casos totales), como ocurre normalmente en el mar Mediterráneo. En el mes donde mayor cantidad de muestras que obtuvieron el P como nutriente limitante, fue la campaña de julio con casi el 90,0 % de las muestras. Por otro lado, el N únicamente fue el nutriente potencialmente limitante en algunas muestras de las campañas representando el 13,9 % de del total. La campaña con mayor cantidad de muestras con el N como limitante fue la de mayo con un 20,0 % de ellas. Respecto al Si, éste solamente actuó como nutriente potencialmente limitante en los meses de enero y julio, representando el 1,8 % del total. Finalmente decir que no se encontró ninguna muestra la cual se encontraba en equilibrio.

Tabla 4.1: Porcentajes de frecuencia del nutriente potencialmente limitante para enero, mayo, julio y total.

	P %	N %	Si %	Eq %
Enero	83,6	12,7	3,6	0,0
Mayo	80,0	20,0	0,0	0,0
Julio	89,1	9,1	1,8	0,0
Total	84,2	13,9	1,8	0,0

Dentro de los casos en los que el P actuó como nutriente limitante (tabla 4.2), la mayoría de los puntos se situaron en el cuadrante P, N, Si indicando que el segundo nutriente en orden de prioridad fue el N. El 35% restante se ubicó en el cuadrante P, Si, N donde el Si fue el segundo en orden de prioridad. No se apreció una pauta clara en el orden de prioridad del nutriente limitante ni por campañas ni por distribución espacial.

Tabla 4.2: Tabla con los puntos de muestreo divididos según el nutriente limitante y el cuadrante en el que se encuentren para enero, mayo, julio y total.

Nut. limitante	Cuadrante	Campaña	Puntos
P	P, N, Si 65%	Enero	RR 250 S, RR 500 S, AN 250 S, AN 250 P, ACN, ACS, ACS 250 P, ACS 500 S, AS 250 S, AS 250 P, AS 500 S, AS 500 P, MO 250 S, MO 250 P, MO 500 P, BB, RA, RA 250 P, RA 500 S, RA 500 P, MA, MA 250 P, RO, RO 250 S, RO 250 P, RO 500 S
		Mayo	RR 500 S, RR 500 P, DEV 250 P, DEV 500 P, AN 250 S, AN 250 P, AN 500 S, AN 500 P, ACN, ACN 250 S, ACN 500 S, ACN 500 P, ACS 250 S, ACS 250 P, ACS 500 P, AS, AS 250 S, AS 250 P, AS 500 S, AS 500 P, MO, MO 250 S, BB, BB 250 S, BB 250 P, BB 500 S, BB 500 P, RA, RA 250 S, MA 250 S, MA 500 S, MA 500 P, RO RO 500 P
		Julio	DEV 500 S, DEV 500 P, AN 250 P, ACN 500 S, ACS, ACS 250 S, ACS 250 P, ACS 500 S, ACS 500 P, AS, AS 250 P, AS 500 S, MO, MO 250 S, MO 250 P, MO 500 S, MO 500 P, BB, BB 250 S, BB 250 P, BB 500 P, RA, RA 250 S, RA 500 S, RA 500 P, MA 500 P, RO, RO 250 S, RO 250 P, RO 500 S, RO 500 P
	P, Si, N 35%	Enero	RR, RR 250 P, RR 500 P, DEV, DEV 250 S, DEV 250 P, DEV 500 S, DEV 500 P, AN, AN 500 S, AN 500 P, ACN 250 S, ACN 250 P, ACN 500 P, ACS 500 P, AS, MO, MA 250 S, MA 500 S, MA 500 P
		Mayo	RR, RR 250 S, RR 250 P, DEV, AN, ACN 250 P, ACS, ACS 500 S, MA, MA 250 P
		Julio	RR 250 S, RR 250 P, RR 500 S, RR 500 P, DEV, DEV 250 S, DEV 250 P, AN, AN 250 S, AN 500 S, AN 500 P, ACN, ACN 250 S, ACN 250 P, ACN 500 P, AS 500 P, MA, MA 250 P, MA 500 S
N	N, P, Si 83%	Enero	BB 250 S, BB 250 P, BB 500 S, BB 500 P, RA 250 S
		Mayo	DEV 250 S, DEV 500 S, MO 250 P, MO 500 S, MO 500 P, RA 250 P, RA 500 S, RA 500 P, RO 250 S, RO 250 P, RO 500 S
		Julio	BB 500 S, RA 250 P
	N, Si, P 17%	Enero	ACS 250 S, MO 500 S
		Mayo	
		Julio	RR, AS 250 S
Si	Si, N, P 75%	Enero	ACN 500 S
		Mayo	

Nut. limitante	Cuadrante	Campaña	Puntos
	Si, P, N 25%	Julio	MA 250 S
		Enero	RO 500 P
		Mayo	
		Julio	

Igual que los autores Sebastiá (2012 a, 2013), Gadea (2013), Sospedra (2015) y Romero (2007), se observó que en zonas cercanas a la costa de Dénia como es la zona de Gandia y la desembocadura del río Ebro, se observó el mismo patrón en el que la mayoría de muestras analizadas tienen como nutriente limitante el fósforo, valor que se considera normal en el mar Mediterráneo.

4.3 Análisis estadístico.

Para realizar el análisis factorial de los datos, tuvimos en consideración finalmente las siguientes variables: distancia de los puntos al transecto Riu Racons, profundidad, salinidad, NID, fosfatos, sílice y clorofila a.

Del análisis factorial realizado se extrajeron dos componentes, con autovalores mayores a 1, que en conjunto explicaron el 68,25% de la varianza de los datos analizados. Estos dos componentes pueden explicar dos de los procesos que hemos visto a lo largo de la discusión de los resultados. A partir de la tabla 4.3 podemos decir que la componente 1 nos indica “aguas dulces” donde a menor salinidad mayor es la cantidad de nutrientes. En cambio la componente 2 nos indica “distribución espacial de la clorofila” mostrando que los mayores niveles de clorofila se dan en la zona más cercana al transecto Riu Racons.

Tabla 4.3: Matriz de componentes rotados obtenida por el método de extracción de componentes principales y el método de rotación Varimax con Kaiser

	Componente	
	1	2
DistRR	0,045	-0,906
Prof	-0,247	0,061
Sal	-0,933	-0,289
NID	0,779	0,331
PSR	0,822	0,070
Si	0,887	0,313
Clorofila	0,332	0,738

5. Conclusiones

A continuación se exponen las principales conclusiones extraídas a partir del análisis y discusión de los resultados obtenidos.

- Las zonas con altos niveles de nutrientes estuvieron relacionados con la cercanía a entradas de aguas dulces procedentes de ríos o aguas residuales.
- Las áreas que tuvieron mayor cantidad de nutrientes en todas las campañas fueron los transectos RiuRacons y Marineta. El primero con niveles altos de nitrógeno, fósforo y sílice, consecuencia de la desembocadura del río Racons donde además viertela EDAR de Pego. En el caso de Marineta se detectaron concentraciones altas sólo para nitrógeno y fósforo, probablemente a causa del vertido del emisario de la EDAR de Dénia-Ondara-Pedreguer y de la mayor dificultad en la dispersión por la presencia del puerto. En Marineta, no se detectaron niveles altos de sílice lo que podría crear un ambiente favorable a aquellas especies fitoplanctónicas que no necesitan de sílice para su crecimiento, favoreciendo así el desarrollo de especies nocivas como dinoflagelados.
- Los niveles de nutrientes en las tres campañas analizadas, enero, mayo y julio, mostraron concentraciones similares, sin detectarse de forma clara ningún periodo con mayores niveles que otro.
- Las zonas más cercanas al río Racons mostraron niveles más altos de clorofila *a* en todas las campañas mientras que las más alejadas los más bajos. El mayor aporte de nitrógeno, fósforo y sílice pudo propiciar esta distribución. No se apreciaron diferencias en las concentraciones de clorofila *a* en los distintos meses analizados.
- A partir de las relaciones estequiométricas de los nutrientes se determinó que el fósforo fue el principal nutriente potencialmente limitante para el desarrollo del fitoplancton, en el 84% de los casos analizados. El nitrógeno, principalmente en mayo, y el silicio, en enero, sólo pudieron limitarlo en un 14 y 2% respectivamente.

6. Bibliografía

Aminot A y Chaussepied M. 1983. Manuel des analyses chimiques en milieu marin. Centre National pour l'Exploitation des Océans. Brest. 395.

APHA, AWWA, WEF, American Public Health, American Water Works Association, Water Environment Federation. 2012. Standard methods for the examination of water and wastewater 22nd ed. American Public Health Association. Washington. 1360.

Ballesteros BJ, Domínguez JA, Díaz-Losada E y García O. 2009. Zonas húmedas mediterráneas y acuíferos asociados. Condicionantes hidrogeológicos del Marjal de Pego-Oliva (Alicante-Valencia). Boletín Geológico y Minero, 120: 459-478

Basterretxea G, Tovar-Sanchez A, Beck A, Masqué P, Bokuniewicz H, Coffey R, Duarte C, Garcia-Orellana J, Garcia-Solsona E, Martinez-Ribes L y Vaquer-Sunyer R. 2010. Submarine Groundwater Discharge to the Coastal Environment of a Mediterranean Island (Majorca, Spain): Ecosystem and Biogeochemical Significance. Ecosystems. 13: 629–643

Bennet E, Carpenter S y Caraco N. 2015. Human Impact on Erodable Phosphorus and Eutrophication: A Global Perspective. BioScience. 51:227-234

Berner RA. 1981. Authigenic mineral formation resulting from organic matter decomposition in modern sediments. Fortschritte der Mineralogie 59:117–35.

Béthoux JP y Copin-Montégut G. 1986. Phosphorus and nitrogen in the Mediterranean Sea: specificities and forecasting. Oceanologica acta.

Bianchi M, Fosset C y Conan P. 1999. Nitrification rates in the NW Mediterranean Sea. Aquatic microbial ecology 17: 267-278.

Bordehore C, Fuentes VL, Atienza D, Barberá C, Fernandez-Jover D, Roig M, Acevedo-Dudley MJ, Canepa AJ y Gili JM. 2011. Detection of an unusual presence of the cubozoan *Carybdea marsupialis* at shallow beaches located near Denia, Spain (south-western Mediterranean). Marine Biodiversity Records 4:1–6

Bordehore C, Durá E, Ortiz A, Rico I, Acevedo MJ, Canepa A y Fuentes VL. 2013. *Carybdea marsupialis* (Cubozona) at a shallow beach in West Mediterranean: are they where they want to be? Fourth International Jellyfish Bloom Symposium, 5-7 June 2013, Hiroshima, Japan.

Bordehore C. 2014. Estudios sobre la ecología de *Carybdea marsupialis* (Cubozoa) y gestión del riesgo asociado a picaduras de medusas. (Tesis doctoral). Universidad de Alicante.

Bordehore C, Nogué S, Gili J, Acevedo MJ y Fuentes VL. 2015. *Carybdea marsupialis* (Cubozoa) in the Mediterranean Sea: The first case of a sting causing cutaneous and systemic manifestations. Journal of Travel Medicine..

Boero F y Minelli A. 1986. First record of *Carybdea marsupialis* (L., 1758) (Cnidaria, Cubozoa) from the Adriatic Sea. Bollettino del Museo Civico di Storia Naturale di Venezia 35:179–180

Caric M, Jasprica N, Čalic M y Batistc M. 2011. Phytoplankton response to high salinity and nutrient limitation in the eastern Adriatic marine lakes. Scientia Marina 75(3).

Chauvelon P. 1998. A wetland managed for agriculture as an interface between the Rhône river and the Vaccares lagoon (Camargue, France): transfers of water and nutrients. Hydrobiologia 373/374: 181–191.

- Chepurnov VA, Mann P Von Dassow P, Vanormelingen J, Gillard D, Inze K, Sabbe W y Vyerman W. 2008. In search of new tractable diatoms for experimental biology. *BioEssays*. 30, 692-702.
- Conley DJ. 2000. Biogeochemical nutrient cycles and nutrient management strategies, *Hydrobiologia*, 410: 87-96.
- Crombet Y, Leblanc K, Queguiner B, Moutin T y Rimmelin P. 2011. Deep silicon maxima in the stratified oligotrophic Mediterranean Sea.. *Biogeosciences*, European Geosciences Union (EGU). 8:459-475.
- Dortch Q y Whittedge TE. 1992. Does nitrogen or silicon limit phytoplankton production in the Mississippi River plume and nearby regions? *Continental Shelf Research*. 12: 1296-1309.
- Duarte CM, Agusti S y Agawin N.S. 2000. Response of Mediterranean phytoplankton community to increased nutrient inputs: a mesocosm experiment, *Marine Ecology Progress Series*, 195: 61-70.
- Exley C. 1998. Silicon in life: A bioinorganic solution to bioorganic essentiality. *Journal of Inorganic Biochemistry*. 69, 139-144.
- Gadea I, Rodilla M, Sospedra J, Falco S y Morata T. 2013. Seasonal dynamics of the phytoplankton community in the Gandia coastal area, southern gulf of Valencia. *An International Journal of Marine Sciences* 35-58
- Justic D, Rabalais N, Turner R y 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.
- Krom MD, Herut B y Mantoura R. 2004. Nutrient budget for the Eastern Mediterranean: implications for phosphorus limitation. *Limnology and Oceanography*. 49(5): 1582-1592.
- Lazarus DB, Kotrc B, Wulf G y Schmidt DN. 2009. Radiolarians decreased silicification as an evolutionary response to reduced Cenozoic ocean silica availability. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 106, 9333-9338.
- Ministerio Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. 1997-1999. Hacia una estrategia europea para la gestión integrada de las zonas costeras: principios generales y opciones políticas El programa de demostración de la UE sobre la gestión integrada de las zonas costeras.
- Mostajir B, Fagerbakke K, Heldal M, Thingstad T y Rassoulzadegan F. 1997. Elemental composition of individual pico- and nano-sized marine detrital particles in the northwestern Mediterranean Sea. *Oceanologica acta*. 21:4.
- Newton A, Icelly JD, Falcao M, Nobre A, Nunues JP, Ferreira JG y Vale C. 2003. Evaluation of the eutrophication in the Ria Formosa coastal lagoon, Portugal, *Continental Shelf Research*, 23: 1945-1961.
- Nicholls R, Wong P, Burkett V, Codignotto J y Hay J. 2007. Coastal systems and low-lying areas. Cambridge University Press. 315-356.
- Olivos A, Masó M y Camp J. 2002. Continental runoff of nutrients and their possible influence over stoichiometric ratios (DIN:P:Si) in the northeastern Mediterranean waters of Spain (Catalan Sea). *Ciencias Marinas*. 28(4): 393-406.
- Parlamento Europeo y del Consejo. 2002. Gestión Integrada de las Zonas Costeras en España. Recuperado en http://www.magrama.gob.es/es/.../informe_gizc_spain_enviado_tcm7-30301

- Popendorf KJ, Tanaka T, Pujo-Pay M, Lagaria A, Courties C, Conan P, Oriol L, Sofen LE, Moutin T y Van Mooy B. 2011. Gradients in intact polar diacylglycerolipids across the Mediterranean Sea are related to phosphate availability. *Biogeosciences* 8: 3733–3745.
- Redfield AC, Ketchum BH y Richards FA. 1963. The influence of the organisms on the composition of seawater. In: *The Sea*, Vol 2. Hill M.N. Nueva York. pp 26-77.
- Romero I, Falco S, del Río JG, Rodilla M, Sierra JP, Pérez MC y Mosso C. 2007. Comportamiento del nitrógeno y fósforo en el estuario y en la pluma del río Ebro. *Ingeniería del Agua*. 14:1.
- Sebastiá MT, Rodilla M, Sanchis JA, Altur V, Gadea I y Falco S. 2012. 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 and Environment* 152: 10– 20.
- Sebastiá MT, Estornell J, Rodilla M, Martín J y Falco S. 2012. Estimation of chlorophyll «A» on the Mediterranean coast using a QuickBird image. *Revista de Teledetección* 37: 23-33.
- Sebastiá MT, Rodilla M, Falco S y 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.
- Sharma S, Kent T, Sellers P, Ford E, Knapp J, Nolan H, Cirillo M y Starr E. 1996. *Applied Multivariate Techniques*. South Carolina.
- Sospedra J, Falco S, Morata T, Gadea I y 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.
- Von Dassow P y Collado-Fabbri S. 2014. Oceanografía biológica, ciclos biogeoquímicos y funcionamiento del ecosistema pelágico de la región centro-este del Giro del Pacífico Sur: centrado en Isla de Pascua e Isla Salas y Gómez. *Latin American Journal of Aquatic Research*. 42(4): 703-742.
- Yang CS, Kao SP, Lee FB y Hung PS. 2012. Twelve different interpolation methods: a case study of SURFER 8.0. National Chung Hsing University, Taichung, Taiwan.
- Yepes V. 2007. Gestión del uso y explotación de las playas. *Cuadernos de turismo*. 19:241-254.
- Zehr JP y Ward BB. 2002. Nitrogen cycling in the ocean: new perspectives on processes and paradigms. *Applied and Environmental Microbiology*. 68(3): 1015-1024.