



Facultad de Geografía e Historia

Departamento de Geografía Física y Análisis Geográfico Regional

APLICACIÓN DE LA TELEDETECCIÓN ESPACIAL AL ESTUDIO DE LA DINÁMICA Y CALIDAD DE LAS AGUAS LITORALES

Estuarios mesomareales de la costa atlántica andaluza

Esperanza Sánchez Rodríguez

Sevilla, 2015

Tesis doctoral

APLICACIÓN DE LA TELEDETECCIÓN ESPACIAL AL ESTUDIO DE LA DINÁMICA Y CALIDAD DE LAS AGUAS LITORALES

**Estuarios mesomareales de la costa
atlántica andaluza**



Autora:

Esperanza Sánchez Rodríguez

Director:

José Ojeda Zújar

Departamento de Geografía Física y Análisis Geográfico Regional

Universidad de Sevilla

2015

RESUMEN

Esta tesis, vinculada en sus orígenes a diferentes proyectos llevados a cabo en colaboración con la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía, pretende examinar las posibilidades de aplicación de la Teledetección en el estudio de las aguas litorales y los espacios costeros de Andalucía desde la perspectiva de la planificación y gestión medioambiental. En concreto, el objetivo principal es evaluar las posibilidades de aplicación de la Teledetección espacial al estudio de aguas litorales complejas, especialmente las ligadas a ámbitos estuarinos (estuario del Tinto-Odiel en Huelva), centrándonos fundamentalmente en algunos parámetros para caracterizar su calidad. Para ello se han generado modelos para la espacialización de los parámetros de calidad del agua de interés (turbidez, sólidos en suspensión y clorofila) en la zona de estudio a partir de datos medidos *in situ* e imágenes de satélite. Asimismo, para explorar la utilidad práctica de las imágenes de satélite en los procesos de planificación y gestión ambiental de las aguas litorales, se ha realizado la caracterización hidrodinámica de la Ría de Huelva y la Bahía de Cádiz, se ha identificado la disposición más común de las masas de agua en ambos espacios y se han determinado las zonas de comportamiento homogéneo del agua en la Ría de Huelva. Finalmente, se ha analizado la aportación que esta información supone para dos cuestiones concretas dentro de la gestión de este medio: la delimitación de masas de agua en aplicación de la Directiva Marco del Agua de la Unión Europea y el diseño de campañas operativas de control de la calidad de las aguas litorales.

PALABRAS CLAVE

Teledetección espacial, Landsat TM, aguas litorales, calidad del agua, caracterización hidrodinámica, masas de agua, Ría de Huelva, Bahía de Cádiz.

Las imágenes de satélite y datos de campañas de muestreo utilizados en el presente trabajo han sido proporcionados por la Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio de la Junta de Andalucía, y desde aquí queremos dejar constancia expresa de nuestro agradecimiento.

ÍNDICE

AGRADECIMIENTOS.....	1
1. INTRODUCCIÓN, OBJETIVOS Y ESTRUCTURA DE LA TESIS.....	3
1.1. Contexto temporal, científico e institucional del desarrollo de la tesis.....	3
1.2. Objetivos y estructura de la tesis.....	9
1.2.1. Objetivos.....	9
1.2.2. Estructura de la Tesis.....	10
2. MARCO TEÓRICO.....	13
2.1. Calidad de las aguas litorales.....	13
2.1.1. Concepto.....	13
2.1.2. Legislación.....	15
2.1.2.1. Directiva Marco del Agua en Europa.....	16
2.1.2.2. Legislación nacional.....	20
2.1.2.3. Legislación andaluza.....	22
2.1.3. Instrumentos de control y seguimiento de la calidad de las aguas litorales en Andalucía.....	26
2.1.3.1. Laboratorios de vigilancia y control de la contaminación.....	27
2.1.3.2. Embarcaciones de vigilancia medioambiental.....	27
2.1.3.3. Redes automáticas de control y vigilancia de la calidad de las aguas litorales y de vertidos al litoral.....	28
2.1.3.4. Plan de Policía de Aguas del Litoral de Andalucía.....	30
2.1.3.5. Redes de Vigilancia y de Control Operativo del estado de las masas de agua.....	32
2.2. Características ópticas de las aguas litorales.....	36
2.2.1. Características ópticas del agua pura.....	38
2.2.2. Materiales presentes en las aguas marinas.....	43
2.2.2.1. Material en disolución.....	43
2.2.2.2. Material en suspensión.....	46
2.2.3. Efecto óptico de los materiales presentes en las aguas marinas.....	50
2.2.4. Efecto óptico acumulado de los materiales presentes en las aguas marinas.....	57
2.3. Teledetección sobre las aguas naturales.....	67
2.4. Estado de la cuestión: estudios de calidad del agua mediante teledetección.....	83
2.4.1. Turbidez y transparencia: parámetros de calidad global.....	89
2.4.2. Materia y sedimentos en suspensión.....	115
2.4.3. Fitoplancton y pigmentos.....	139
2.4.4. Estudios multitemporales: métodos de normalización utilizados	153

2.5. Fuentes de información: teledetección.....	157
2.5.1. Características ideales de un sistema de teledetección para estudios de aguas marinas y litorales.....	159
2.5.2. Sistemas de teledetección aplicables al estudio de las aguas marinas y litorales.....	160
2.5.2.1. Sistemas hiperespectrales.....	162
2.5.2.2. Sistemas geoestacionarios.....	163
2.5.2.3. Sistemas oceanográficos.....	163
2.5.2.4. Sistemas multiespectrales de propósito general.....	171
2.5.2.4.1. Landsat.....	172
2.5.2.4.2. SPOT.....	177
2.5.3. Signatura espectral de las aguas de tipo 2 en las imágenes Landsat TM.....	180
3. ÁREA DE ESTUDIO.....	184
3.1. Estuario de los ríos Tinto y Odiel.....	184
3.1.1. Río Tinto.....	187
3.1.2. Río Odiel.....	191
3.1.3. Ría de Huelva.....	195
3.2. Bahía de Cádiz.....	198
4. CUANTIFICACIÓN, ESPACIALIZACIÓN Y CARTOGRAFÍA DE PARÁMETROS DE CALIDAD DE LAS AGUAS LITORALES.....	206
4.1. Datos y software.....	206
4.1.1. Campañas de muestreo.....	207
4.1.2. Imágenes de satélite.....	211
4.1.2.1. Ría de Huelva.....	212
4.1.2.2. Bahía de Cádiz.....	213
4.1.3. Software utilizado.....	215
4.2. Metodología: desarrollo de los algoritmos de calidad del agua.....	216
4.2.1. Desarrollo de modelos específicos para cada imagen.....	218
4.2.1.1. Pretratamiento de las imágenes.....	219
4.2.1.1.1. Corrección geométrica.....	219
4.2.1.1.2. Corrección radiométrica: conversión a valores de reflectividad aparente y corrección atmosférica.....	222
4.2.1.2. Extracción de la información de las imágenes y creación de los ficheros de datos.....	229
4.2.1.3. Análisis estadístico de los datos.....	233
4.2.1.4. Selección y aplicación de los modelos.....	247
4.2.1.5. Cartografía de los parámetros de calidad del agua.....	251
4.2.2. Desarrollo de modelos multitemporales.....	252
4.3. Resultados y discusión.....	257
4.3.1. Turbidez y transparencia.....	257
4.3.1.1. Modelos individuales.....	257
4.3.1.2. Modelo multitemporal.....	262
4.3.2. Sólidos en suspensión.....	265
4.3.2.1. Modelos individuales.....	265
4.3.2.2. Modelo multitemporal.....	271

4.3.3. Clorofila.....	273
4.3.3.1. Modelos individuales.....	273
4.3.3.2. Modelo multitemporal.....	276
4.3.4. Metales.....	277
4.3.5. Conclusiones.....	280
5. APLICACIÓN EN LA GESTIÓN MEDIOAMBIENTAL.....	284
5.1. Caracterización dinámica de las aguas superficiales.....	287
5.1.1. Metodología.....	287
5.1.2. Ría de Huelva.....	288
5.1.3. Bahía de Cádiz.....	301
5.2. Zonificación de las aguas litorales.....	312
5.2.1. Metodología.....	312
5.2.2. Ría de Huelva.....	314
5.2.3. Bahía de Cádiz.....	320
5.3. Niveles de turbidez y áreas homogéneas.....	324
5.3.1. Metodología.....	325
5.3.2. Ría de Huelva.....	328
5.4. Conclusión: Aportaciones para la gestión ambiental de las aguas litorales.....	336
5.4.1. Caracterización de zonas homogéneas para la delimitación de masas de agua.....	336
5.4.2. Diseño de campañas de muestreo de la calidad de las aguas litorales.....	343
5.4.2.1. Aspectos generales del proceso de muestreo.....	346
5.4.2.2. Recomendaciones sobre la variable temporal: cuándo tomar las muestras.....	347
5.4.2.3. Recomendaciones sobre la variable espacial: dónde tomar las muestras.....	350
5.4.2.3.1. Áreas internas del estuario.....	350
5.4.2.3.2. Zona litoral externa.....	357
5.4.2.4. Conclusiones.....	361
6. CONCLUSIONES Y PERSPECTIVAS.....	364
6.1. Conclusiones.....	364
6.2. Perspectivas futuras y reflexiones finales.....	370
7. REFERENCIAS CITADAS.....	374
ÍNDICE DE FIGURAS.....	404
ÍNDICE DE TABLAS.....	414

ANEXOS.....	416
Anexo 1. Tablas-resumen de los modelos calculados para cada parámetro de calidad del agua y fecha.....	417
1.1. Turbidez.....	418
1.2. Transparencia.....	425
1.3. Sólidos en suspensión.....	427
1.4. Clorofila a.....	436
1.5. Clorofila b.....	443
1.6. Clorofila c.....	450
1.7. Metales.....	457
Anexo 2. Mejores modelos para cada parámetro de calidad del agua y fecha.....	460
2.1. Turbidez.....	461
2.2. Transparencia.....	463
2.3. Sólidos en suspensión.....	465
2.4. Clorofila a.....	467
2.5. Clorofila b.....	469
2.6. Clorofila c.....	471
2.7. Metales.....	473
Anexo 3. Matrices de correlación entre los parámetros de calidad del agua en las diferentes campañas de muestreo.....	475
Anexo 4. Cartografía de los parámetros de calidad del agua.....	479
4.1. Turbidez.....	480
4.2. Transparencia.....	489
4.3. Sólidos en suspensión.....	491
4.4. Clorofila a.....	503
4.5. Clorofila b.....	512
4.6. Clorofila c.....	521
Anexo 5. Terminología relativa a la circulación del agua y las mareas....	530

AGRADECIMIENTOS

A estas alturas de la vida, con más de veinte años de experiencia docente a las espaldas, mucho trabajo en diversos proyectos de investigación, y especialmente cuando se acaba una tesis doctoral, siempre hay muchas cosas que agradecer a muchas personas. Quiero expresar aquí mi más sincero agradecimiento a todos los que me han aportado algo en este proceso, tanto desde el ámbito profesional como desde el personal, ya que han sido muchos quienes, de un modo u otro, han contribuido con aportaciones de lo más diverso. Sin ellos, no habría llegado hasta aquí.

Por supuesto, para empezar tengo que dar las gracias al Dr. José Ojeda Zújar y quiero hacerlo en su doble faceta. Por una parte, en su papel de profesor, por descubrirme con entusiasmo el mundo de la Cartografía y las posibilidades de la Teledetección, y por proporcionarme la gran oportunidad de estudiar el Máster *Environmental Remote Sensing* en Aberdeen, que fue el punto de partida de mi relación con la teledetección. Y al otro Pepe, el Director de la tesis, le agradezco sus conocimientos, creatividad, imaginación, visión práctica y paciencia.

Al Dr. John Loder, mi tutor en Aberdeen, le doy las gracias por ayudarme a madurar en mi trabajo, enseñarme a tomar decisiones por mí misma y ¡a montar en moto en Mallorca! Y a María Fernanda Pita, mi tutora del Programa de Doctorado, por todos estos años de papeleo que le he hecho pasar.

Entre los compañeros de trabajo, mencionaré en primer lugar a Mónica: creativa, entusiasta, gran investigadora y manager de esta tesis en los aspectos más prácticos. A Ismael, compañero de toda mi vida de geógrafa y con quien sobreviví en Aberdeen, a un viaje por Islandia y a un lago de mosquitos, quien siempre está ahí cuando necesito algo. A Joaquín, otro compañero desde mis inicios, le doy las gracias porque me hace todo muy fácil en el trabajo que compartimos y siempre puedo contar con él; y a Pablo y Juanma, con quienes comparto docencia en los últimos años, porque me han facilitado mucho las cosas durante este último empujón. A Pablo también le agradezco que haya ampliado mis horizontes presentándome el complejo mundo del estudio de los cambios del nivel del mar...

También doy las gracias a Arturo Fernández-Palacios y a José Manuel Moreira de la Consejería de Medio Ambiente, bajo cuya dirección empecé a trabajar en este tema, por la confianza que depositaron en mí en su día. Y a Jesús Jurado, mi compañero en el tratamiento de múltiples imágenes (juntos aprendimos a hacer macros para aligerar el trabajo), por todas esas horas trabajando juntos y por su buen carácter.

Por supuesto, y de manera más formal, tengo que agradecer a la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía que me haya proporcionado acceso a las imágenes utilizadas en el presente trabajo y a los datos de las campañas de muestreo. Sin ello, sí que no habría sido posible realizar este trabajo. También debo mencionar a todas las personas que colaboraron en las campañas de muestreo del agua, cuyos datos se han utilizado en esta tesis.

Pasando a un ámbito más personal, cercano y familiar, también tengo que agradecer a muchas personas sus ánimos y ayuda de todo tipo a lo largo de todo el desarrollo de este proyecto investigador.

Entre los amigos, tengo que mencionar otra vez y en primer lugar a Mónica, la mejor amiga que se puede tener; apoyándome todos los días en todo (sobre todo en esta recta final, y no sólo en el trabajo), por llamarme emocionada cuando terminé las Conclusiones, por todos esos aplausos por Whatsapp y esos ánimos que me impulsan a seguir adelante. Y a Maica, gran amiga desde los catorce años; ejemplo de mujer emprendedora, luchadora y fuerte, que sabe buscar el lado positivo de las cosas y sonrío a todas las adversidades. Y no puedo olvidar a D. Javier Luzón, gran consejero, por sus desvelos, su interés y sus oraciones por toda la familia desde hace años.

Por supuesto, desde lo más profundo de mi corazón doy gracias a Dios por acompañarme siempre y por el apoyo que he encontrado en mi marido Javier y en mis hijos Guillermo y Pilar, porque ellos son el motor de mi vida. A mi marido Javier también le doy las gracias por mantenerme en forma, por ser como es; ¡y por buscarme la beca! Cómo olvidar que, mientras yo hacía el máster en Aberdeen, él estaba aquí yendo de la radio a la Consejería de Medio Ambiente con mi *currículum vitae*, buscándome trabajo. A mi hijo Guillermo, por haber soportado pacientemente este arduo trabajo que es mi tesis, darme la lata para mantenerme alerta y animarme siempre. A mi hija Pilar, por todas esas tardes en casa sin poder ir a la piscina, viéndome trabajar en silencio, y por todos sus mensajes cariñosos sobre la almohada.

He dejado para el final lo más importante. Le doy las gracias a mi padre, José Manuel, por ayudarme a ser la persona que soy hoy en día, enseñarme el valor del trabajo bien hecho, la constancia y las ganas de aprender y por estar ahí siempre para lo que haga falta. A mi madre, Pilar, que no está aquí para ver este trabajo terminado pero que fue quien más ganas tenía de hacerlo, y a la que recuerdo cada día. A mi hermana gemela Mercedes, trabajadora incansable, responsable y eficaz (como demuestra el hecho de que el Ministerio de Justicia le concediera la Medalla de San Raimundo de Peñafort) y mujer valiente donde las haya que fue un ejemplo para mí siempre. Ellas dos, desde el Cielo, me han empujado y ayudado muchísimo. Y por último, a mi hermana María Elena, siempre con una sonrisa dibujada en el rostro, alegre, un pilar que siempre ha estado ahí para apoyarme en él.

1. INTRODUCCIÓN, OBJETIVOS Y ESTRUCTURA DE LA TESIS

1.1. Contexto temporal, científico e institucional del desarrollo de la tesis

Esta tesis es el resultado de un largo periodo de trabajo e investigación, con varias discontinuidades. Inicialmente su definición estuvo vinculada a diferentes proyectos llevados a cabo en colaboración con la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía cuyo objetivo genérico era conocer las posibilidades de aplicación de la teledetección en el estudio de las aguas litorales y los espacios costeros de Andalucía, desde la perspectiva de su interés en la planificación y gestión medioambiental (zonificación de las aguas costeras, optimización de un Plan de Policía para el control de las aguas costeras, definición de unidades homogéneas, etc.). Fruto de esta colaboración son abundantes publicaciones sobre estos temas, que complementan los contenidos de esta Tesis (Ojeda Zújar et al. 1994; Fernández-Palacios Carmona et al. 1994; Ojeda et al. 1995; Ojeda et al. 1997; Fernández et al. 1997; Chica Olmo et al. 1999). Por otra parte, hay que decir que tanto esta línea de colaboración con la Consejería de Medio Ambiente como la línea de trabajo desarrollada en este sentido dentro del Grupo de Investigación Ordenación del Litoral y Tecnologías de la Información Territorial (RNM 177) son consecuencia directa del trabajo desarrollado por el Dr. José Ojeda Zújar en su tesis doctoral, en el que ya examinaba las posibilidades de aplicación de la teledetección espacial al medio litoral, desde la perspectiva de la geomorfología y ordenación territorial (Ojeda Zújar 1988).

A este objetivo inicialmente aplicado y técnico, se fueron incorporando posteriormente otros objetivos de mayor calado científico (evaluación de diferentes algoritmos y modelos empíricos para la cuantificación de los parámetros de calidad de las aguas costeras, correlación de éstos con otros parámetros químicos de interés ambiental en zonas estuarinas –metales pesados-, etc.) que finalmente, constituyen la parte más significativa de los resultados de este trabajo de investigación. Metodológicamente estos últimos objetivos solo han sido posibles por la excelente calidad de los datos de terreno tomados *in situ* (campañas de tomas de muestras sincrónicas con la adquisición de las imágenes), a los que se tuvo acceso a través de esa relación inicial con la Consejería de Medio Ambiente, institución a la que agradecemos todos estos años de colaboración.

Desde las fases iniciales de esta colaboración institucional (Universidad de Sevilla-Consejería de Medio Ambiente) se trabajó también en varias líneas más específicas orientadas a evaluar las variadas posibilidades del uso de la teledetección a los estudios sobre cuantificación y cartografía de diferentes parámetros de calidad de las aguas litorales, así como en la utilización de los resultados de la espacialización de éstos para un mejor conocimiento de su dinámica y la caracterización de zonas homogéneas cuyos resultados, a su vez, pueden integrarse en las labores de planificación y gestión de las aguas costeras. Algunas de esas líneas se han concretado finalmente en este trabajo de investigación, y entre ellas destacamos:

1. El desarrollo y evaluación de una metodología que permita obtener **información sobre parámetros de calidad de las aguas litorales y su espacialización a partir de imágenes de satélite**, concentrando nuestro interés en uno de los ámbitos litorales de mayor complejidad de la costa atlántica andaluza, **el estuario del Tinto y Odiel**, cuyo carácter mesomareal y el elevado dinamismo que ello conlleva le proporciona un plus de complejidad pero que, a su vez, constituye un atractivo reto desde la perspectiva metodológica y científica.

Dada la especificidad de este tipo de aguas desde el punto de vista óptico (aspectos que se tratarán en el apartado 2.2 de este trabajo de investigación), hubiera resultado imposible realizar este tipo de investigación sin disponer de *información "in situ"* sobre la calidad de las aguas a partir de muestras tomadas simultáneamente a la adquisición de las imágenes. Las campañas de recogida y análisis de las muestras de agua en las zonas de estudio supusieron un esfuerzo considerable, ya que es necesaria su **sincronía** con el paso del satélite, y requieren, por tanto, un despliegue de medios y personal importante. La disponibilidad de estos datos ha sido crítica desde la perspectiva metodológica (seis campañas de muestreo *in situ*) y son los que se han utilizado en esta tesis para el desarrollo y evaluación de la metodología para el seguimiento de parámetros de calidad de las aguas litorales, su cuantificación y espacialización. Esta peculiar y crítica circunstancia, la disponibilidad de datos adquiridos mediante muestreos sincrónicos con las imágenes, es la que explica que, pese a disponer en la actualidad de sensores más avanzados en muchos aspectos (resolución espectral, radiométrica, etc.), se haya trabajado con las imágenes de los sistemas de teledetección que estaban disponibles en el momento de realización de las campañas de muestreo, puesto que dichas campañas se realizaron, y este es su valor desde el punto de vista metodológico, **de forma sincrónica** a la adquisición de las imágenes.

El objetivo de esta línea de investigación ha sido buscar una **relación consistente, desde el punto de vista estadístico**, entre los parámetros de calidad del agua medidos en los puntos de las campañas de muestreo y la información multispectral proporcionada por las imágenes para los mismos. Cuando esta relación lo ha permitido, se ha investigado en la búsqueda de un **modelo empírico** que permita su inferencia a la totalidad de las celdillas de la imagen de satélite consiguiendo la **especialización y cartografía** de los parámetros analizados. Esa información espacializada es de gran interés y crítica para la gestión de las masas de agua y, en determinados aspectos la teledetección ha demostrado sobradamente su capacidad para proporcionarla ya que objetivamente existe una relación comprobada entre la concentración de determinadas sustancias en el agua y su respuesta frente a la energía electromagnética (ver capítulo sobre el estado de la cuestión, apartado 2.4). De hecho, en la actualidad se generan de forma rutinaria series temporales de indicadores de algunos parámetros de interés en la evaluación de la calidad general de las masas de agua, fundamentalmente *transparencia* y *contenido en clorofila a*. Sin embargo, encontramos situaciones muy diferentes en función de la escala de trabajo, que tienen mucho que ver con los sistemas de teledetección disponibles (ver apartado 2.5.2) y los diferentes tipos de agua a los que se aplican (apartado 2.2). Así, a escala global este tipo de indicadores se calcula de forma rutinaria y se encuentra fácilmente a disposición de los usuarios, mientras que a escala regional o local la situación es muy diferente y compleja:

- A **escala global** un claro ejemplo es la información suministrada por la NASA, generada a partir de imágenes MODIS y SeaWiFS. En concreto, destaca y es muy utilizada la serie temporal del contenido en clorofila en las aguas oceánicas a nivel mundial calculada a partir de imágenes MODIS (NASA 2015) utilizando el algoritmo OC v6 (NASA 2013); esta serie temporal, a la que se puede acceder online, ofrece tanto las imágenes diarias como medias de periodos de ocho días y medias mensuales desde el 4 de julio de 2002 hasta la actualidad, a una resolución espacial de 0,1 grados. Igualmente, la NASA pone a disposición de los usuarios información sobre transparencia de las aguas (coeficiente de atenuación a 490 nm, k_{490}) y temperatura superficial del océano, con la misma resolución espacial y periodicidad.
- A **escala regional** lo habitual es encontrar organismos que utilizan y distribuyen entre sus usuarios el mismo tipo de información que se ha

generado para la escala global, pero ya a resolución total (que para estos productos es de 1100 metros), ciñéndose entonces a su área de competencia, y generando resúmenes a las escalas temporales deseadas a partir de los datos diarios, así como productos derivados del tipo perfiles temporales o anomalías respecto a promedios. Es el caso de la REDIAM en Andalucía, que proporciona indicadores procedentes de imágenes MODIS (transparencia, temperatura y clorofila a), limitados espacialmente a las aguas del océano Atlántico y el mar de Alborán que rodean a nuestra comunidad, incluso integrados en un visor (REDIAM 2015) en forma de datos diarios, medias mensuales, estacionales y anuales y anomalías mensuales, estacionales y anuales.

- Sin embargo, es muy difícil encontrar series de indicadores de calidad de las masas de agua a **escala sub-regional y local** (ya sean continentales o costeras). Se encuentran únicamente ejemplos ceñidos a lugares muy concretos y a un periodo temporal limitado, es decir, sin continuidad espacial ni temporal; existen muchos ejemplos de estudios experimentales en zonas concretas (véase apartado 2.4), pero son escasísimos los ejemplos de programas operativos. Ello se debe, como comentaremos varias veces a lo largo de este trabajo, a la dificultad de derivar, para aguas continentales y litorales, modelos generales que permitan relacionar los valores de reflectividad medidos desde satélite con los valores de parámetros de calidad del agua. Esta dificultad se sustenta, en primer lugar, en la abundancia de componentes ópticamente activos en esas aguas que interactúan de formas distintas en función de sus concentraciones relativas y, en segundo lugar, a la escasa (para este tipo de aplicaciones) resolución espectral de los sistemas de teledetección espacial -hasta hace escasos años- que dispusieran de una resolución espacial suficiente para descender a esta escala de trabajo.
 - La mayor parte de las aplicaciones a escala local se han centrado en **aguas continentales**, que, aún siendo más complejas en su composición que las aguas oceánicas, son más sencillas de tratar que las litorales por su menor dinamismo (menor complejidad para el emplazamiento de áreas de muestreo in situ y menos exigentes en cuanto a la sincronía de la recogida de muestras). Se puede mencionar como ejemplo de estas aplicaciones de la teledetección al estudio de la calidad de las aguas desde la perspectiva de su gestión ambiental el

proyecto de utilizar imágenes de satélite Landsat para obtener mapas de transparencia del agua y estado trófico de los lagos de Wisconsin (Space Science & Engineering Center. University of Wisconsin-Madison 2015). También mencionaremos el proyecto EuLakes, financiado por el Fondo de Desarrollo Regional de la Unión Europea que se centra en el estudio de cuatro lagos (Garda, Neusiedl, Balaton y Charzykowskie), diferentes en cuanto a sus aspectos físicos (morfológicos y estado trófico), pero que tienen en común su gran importancia socioeconómica como recurso en sus regiones. El objetivo de este proyecto es realizar un seguimiento del estado de estos lagos para evaluar el efecto del cambio climático en sus ecosistemas y las diferentes amenazas que pueden afectar a su futuro desde el punto de vista ambiental. Entre otros, este proyecto calcula para cada lago su transparencia, concentración de clorofila a, materia en suspensión y materia orgánica en disolución a partir de imágenes de satélite.

- Desde la perspectiva de las **aguas costeras**, esencialmente las de elevada dinámica e intensa presión antrópica (como los estuarios objeto de nuestro trabajo de investigación), la utilización de estos algoritmos globales para la cuantificación de parámetros de calidad es menos eficiente por su complejidad y se suele elegir, como única opción, una **aproximación empírica** para modelar la relación e inferir su cuantificación y espacialización. Podemos encontrar ejemplos recientes en Andalucía, como respuesta a esta necesidad real de información, desde la perspectiva de la gestión del espacio litoral y las masas de agua de transición. En este sentido, se ha realizado la cartografía de turbidez en la desembocadura del Guadalquivir (Moreira et al. 2009; REDIAM 2010).

2. Una vez definidos los modelos empíricos para la cuantificación y espacialización (cartografía) de los parámetros de calidad de estas complejas áreas litorales se ha intentado, como un segundo objetivo de carácter más aplicado y técnico, **explorar el uso de la teledetección en los procesos de planificación y gestión ambiental de las aguas litorales**. Esta segunda línea de trabajo se ha concretado igualmente en un conjunto de epígrafes de esta tesis que se centran en dos aplicaciones concretas orientadas a la planificación y gestión medioambiental del área de estudio principal de esta tesis: **mejora en el diseño de las campañas de muestreo de la calidad de**

aguas costeras y litorales que son competencia de la Consejería de Medio Ambiente y la identificación de zonas de comportamiento homogéneo del agua como información de interés adicional que ha contribuido en la **delimitación de las masas de agua** de transición y costeras definidas por la Directiva Marco de Aguas (Unión Europea 2000). Consideramos que los resultados de este objetivo revelan la utilidad de la teledetección de forma práctica y aplicada, especialmente en unos ámbitos tan complejos y dinámicos como nuestra zona de estudio, aplicaciones en las que aprovechamos no solo el carácter multispectral de la información –esencial en el epígrafe anterior- de los sensores utilizados, sino también y sobre todo el carácter sinóptico de su adquisición para extensas áreas y su alta frecuencia temporal, características ambas que han hecho de la teledetección espacial una fuente de información ambiental básica para las dos envolturas fluidas del planeta (la atmósfera y la hidrosfera). En este sentido en esta tesis doctoral se exploraran tres nuevas temáticas que exigen nuevas propuestas metodológicas:

- El **análisis de la hidrodinámica de las aguas litorales** asociada a la zona de estudio mediante la utilización de la espacialización y cartografía de la turbidez a modo de un “trazador” natural” que revela el comportamiento dinámico de las corrientes superficiales para realizar una interpretación hidrodinámica sintética del área de estudio en diferentes fases mareales. Esta línea de trabajo se ha aplicado también a otra zona de estudio, la Bahía de Cádiz, como ejemplo de otro ámbito litoral (bahía semicerrada, también sometida a una intensa dinámica por su carácter mesomareal) para el que estas técnicas pueden resultar de utilidad. Para ello ha sido esencial la colección de imágenes aportadas por la Consejería de Medio Ambiente cuya amplitud nos ha permitido disponer de imágenes en diferentes fases de marea.
- La identificación de la **disposición espacial más frecuente de las masas de agua** en la Ría de Huelva y la Bahía de Cádiz, basada en el análisis multitemporal de imágenes de satélite (Análisis de Componentes Principales).
- La utilización de técnicas de tratamiento digital de imágenes para la definición de **zonas homogéneas a partir de datos multitemporales** con el uso de técnicas de tabulación cruzada a partir de imágenes clasificadas.

La aplicación de estas técnicas y metodologías nos permitirán proporcionar sugerencias en un doble sentido, muy directamente ligadas a dos procesos necesarios

en la actualidad en los procesos de planificación y gestión medioambiental de las aguas litorales: la definición de masas de agua costeras y de transición que exige la nueva Directiva Marco de Agua, así como el emplazamiento óptimo de los puntos para la toma de muestras para el seguimiento y monitorización de la calidad de las mismas.

1.2. Objetivos y estructura de la tesis

1.2.1. Objetivos

El **objetivo general** de este trabajo, en el contexto de lo comentado en las páginas anteriores, ha sido **evaluar las posibilidades de aplicación de la teledetección espacial al estudio de aguas litorales complejas, especialmente las ligadas a ámbitos de estuarios mesomareales de la fachada atlántica de Andalucía (Estuario Tinto-Odiel en Huelva y en menor medida la Bahía de Cádiz), centrándonos fundamentalmente en algunos parámetros para caracterizar su calidad**. Este objetivo general se concreta, en la zona de estudio, en una serie de objetivos específicos:

- **Revisión bibliográfica** para evaluar el **estado del arte** en el uso de la teledetección espacial en el análisis de la calidad de las aguas, especialmente de las aguas costeras y marinas y, más concretamente, en las aguas estuarinas de alto dinamismo por su carácter mesomareal.
- Estudiar las posibilidades de uso de la teledetección espacial para la **cuantificación de parámetros concretos de calidad del agua** en estuarios mesomareales de la fachada atlántica de Andalucía. Para ello se ha de encontrar una relación consistente, desde el punto de vista estadístico, entre los parámetros de calidad del agua tomados en los puntos de las campañas de muestreo y la información mutiespectral proporcionada por las imágenes para los mismos, partiendo, como condición básica, de la **sincronía** de ambos conjuntos de datos.
- Estudiar y **analizar la distribución espacial** de parámetros indicadores de la calidad de las aguas litorales como **turbidez, sólidos en suspensión y clorofila a**. Para ello se evaluará la búsqueda de un **modelo empírico** que permita su inferencia a la totalidad de las celdillas de la imagen de satélite a

partir de la información multiespectral, consiguiendo la **especialización y cartografía** de los parámetros analizados.

- Explorar la **utilización práctica y aplicada** de los resultados de los objetivos anteriores **en los procesos de planificación y gestión ambiental** de estos espacios. Entre ellos destacamos:
 - **Caracterización hidrodinámica** del estuario y bahía estudiados utilizando la **turbidez de las aguas como trazador natural**, que proporcione información relevante del comportamiento de las aguas superficiales en un ciclo mareal y que pueda, adicionalmente, proporcionar información sobre áreas expuestas a contaminación de diverso origen (aspecto muy importante en las zonas de estudio seleccionadas).
 - **Identificación de masas de agua y determinación de áreas de comportamiento homogéneo** de las aguas estuarinas según diversas condiciones sinópticas que puedan ser utilizadas para una mejor definición de las masas de agua costeras y de transición que exige la Directiva Marco de Aguas y para optimizar el proceso de control de la calidad de las mismas mediante el adecuado emplazamiento de posiciones para la recogida sistemática de muestras.
 - **Optimización del proceso de toma de muestras** futuras en la zona de estudio, para conseguir la mejor representación posible de la calidad del agua en la zona. Se trataría de proponer sugerencias sobre **cuándo, dónde y cómo** tomar las muestras de agua para que sean lo más representativas posible, con el apoyo de los datos y resultados proporcionados por los análisis anteriores.

1.2.2. Estructura de la Tesis

Para cumplir los objetivos antes definidos, este trabajo de investigación se estructura en siete capítulos y cinco anexos que presentamos a continuación.

1. Introducción. En ella se presenta el trabajo, justificándolo y poniéndolo en contexto, y se definen los objetivos concretos del presente estudio.
2. En el apartado Marco teórico se pone este trabajo en su contexto normativo (haciendo un repaso de la legislación sobre calidad de las aguas litorales aplicable al área de estudio y de los instrumentos en los que se concreta, apartado 2.1) y científico. En este sentido, se repasan las características ópticas de nuestro objeto de estudio, las aguas litorales, que es el punto de partida para cualquier aplicación de la teledetección (2.2). Asimismo, se plantean las limitaciones que en la práctica se encuentra la teledetección en su aplicación para el estudio de las masas de agua naturales (2.3) y se hace un balance del estado de la cuestión realizando un amplio repaso a los trabajos que sobre el tema se han publicado (2.4). Para terminar, se hace una reflexión sobre las características que debería tener un sistema de teledetección ideal para este tipo de trabajos y se describen los sistemas que se encuentran disponibles para ello, señalando sus posibilidades de aplicación y limitaciones para este estudio concreto (2.5).
3. A continuación se presenta el área de estudio principal, la Ría de Huelva, y también la Bahía de Cádiz, que se ha utilizado como área complementaria para evaluar las posibilidades de uso de la teledetección en la caracterización hidrodinámica de zonas litorales.
4. El apartado titulado Cuantificación, espacialización y cartografía de parámetros de calidad de las aguas litorales constituye el eje central de este trabajo. En él se presentan los datos y el software utilizado para el tratamiento de las imágenes y el resto de los datos, se describe la metodología seguida en la búsqueda de los algoritmos de calidad del agua y se presentan y discuten los resultados obtenidos en sus dos vertientes, estadística y cartográfica.
5. Posteriormente se exploran las posibilidades de aplicación de estas técnicas en la gestión medioambiental del espacio litoral. Para ello, se presenta la metodología y resultados obtenidos para la caracterización dinámica de las aguas superficiales de la Ría de Huelva y la Bahía de Cádiz (5.1), el proceso seguido para la identificación de la disposición espacial más típica de las masas de agua en la Ría de Huelva y la Bahía de Cádiz a

partir del análisis multitemporal de imágenes de satélite (5.2) y para la identificación de zonas homogéneas en la Ría de Huelva (5.3). Finalmente, se concretan las aportaciones que para la gestión ambiental tienen las dos aplicaciones anteriores: definición de las masas de agua desde la perspectiva de la Directiva Marco de Aguas (5.4.1) y recomendaciones sobre el diseño de las campañas de muestreo para la evaluación de la calidad de las aguas en este ámbito (5.4.2).

6. Para finalizar, presentamos las conclusiones alcanzadas por el presente trabajo, en relación con los objetivos planteados, así como propuestas de cara al futuro.
7. En el séptimo capítulo se recogen las referencias mencionadas a lo largo del presente trabajo. Para ello se ha utilizado el gestor bibliográfico *Mendeley*, y el estilo de citación *Harvard reference*.
8. Para no dificultar excesivamente la lectura del presente trabajo, gran parte de los resultados se presentan en forma de anexos, que se han organizado de la siguiente forma:
 - a. En el Anexo 1 se presentan los resultados de todos los modelos generados para la cuantificación de todos los parámetros de calidad del agua en todas las fechas estudiadas.
 - b. En el Anexo 2 se han extraído los modelos que, siguiendo los criterios descritos en el apartado de metodología, se han juzgado mejores para la cuantificación de cada uno de los parámetros de calidad del agua en cada fecha.
 - c. En el Anexo 3 se presentan las matrices de correlación entre todos los parámetros de calidad del agua medidos en cada una de las campañas de muestreo, para ayudar en la explicación de los resultados obtenidos.
 - d. El Anexo 4 incluye la cartografía de todos los parámetros de calidad del agua cuantificados.
 - e. El Anexo 5 contiene un breve glosario de términos relacionados con la circulación del agua y la marea, para facilitar la lectura del presente trabajo.

2. MARCO TEÓRICO

En este apartado se expondrá el marco teórico en el que se basa el presente trabajo, lo que supone, en primer lugar, revisar el concepto de calidad del agua y la legislación que regula la calidad de las aguas litorales en Andalucía y, en segundo lugar, presentar las aguas litorales como objeto de estudio de la teledetección, a través del examen de sus características ópticas.

2.1. Calidad de las aguas litorales

2.1.1. Concepto

Según el diccionario de la Real Academia Española, calidad se define como “propiedad o conjunto de propiedades inherentes a algo, que permiten juzgar su valor”(Real Academia Española 2014). En ese sentido, cuando hablamos de calidad del agua de forma genérica, nos estamos refiriendo a las características que presenta el agua o la masa de agua, que han de ser descritas de forma objetiva, ya sea a través de parámetros cuantitativos o cualitativos.

Sin embargo, si continuamos con la segunda parte de la definición, para juzgar su valor es necesario conocer el uso al que se va a destinar el agua, ya que los requisitos para los diferentes usos varían. Así, una masa de agua que presente condiciones inmejorables para sustentar ecosistemas acuáticos puede no ser adecuada para otros usos, como puede ser el consumo humano.

Parece claro entonces que la calidad del agua es un concepto selectivo y complejo, difícil de definir en términos absolutos puesto que se determina en función de usos específicos. En este sentido, la calidad del agua podría definirse de forma genérica como la capacidad de un cuerpo de agua para soportar apropiadamente usos benéficos, entendiendo los usos benéficos como los modos en que puede ser utilizada el agua por los seres humanos o la vida silvestre.

“Para definir la calidad del agua, resulta imprescindible anteponer un uso predominante. Será este uso el que determine los parámetros más importantes a considerar ya que, en función de los mismos, se podrá clasificar el agua en términos de calidad.” (CES

2006, pág. 149). Está claro que es el uso al que se va a destinar el que determina los parámetros necesarios para describir la calidad del agua.

Por otra parte, “aunque es razonable asociar de forma finalista el concepto de calidad como aptitud para el uso que va a tener el agua, puede entenderse también en abstracto, y con independencia de posibles usos, como el conjunto de parámetros físico-químico-biológicos que la caracterizan”(CEDEX 2000, pág. 77).

La manera más sencilla de estimar la calidad del agua consiste en la definición de valores de variables físicas, químicas o biológicas que se consideran admisibles o deseables según el uso a que se destine. Así, acorde a las concentraciones encontradas, se califica la calidad de agua y se define su potencialidad de uso.

Pero ésta no es más que una de las perspectivas desde las que se puede tratar el tema de la calidad de las aguas. Tal como dice el Libro Blanco del Agua en España, “La descripción y evaluación de la calidad de las aguas es una materia compleja, no exenta de controversias en cuanto a la capacidad de las diferentes metodologías para informar sobre el carácter cualitativo del recurso hídrico. El problema reside fundamentalmente en la definición que se adopte del concepto calidad del agua, para el que existen distintas interpretaciones. Así, se puede entender la calidad, desde un punto de vista funcional, como la capacidad intrínseca que tiene el agua para responder a los usos que se podrían obtener de ella. O desde un punto de vista ambiental, como la define la propuesta de Directiva Marco de las Aguas (...) como aquellas condiciones que deben darse en el agua para que ésta mantenga un ecosistema equilibrado y para que cumpla unos determinados objetivos de calidad (calidad ecológica). O como el conjunto de características físicas, químicas y microbiológicas que la definen, etc.” (CEDEX 2000, pág. 196).

Hasta muy al final del siglo XX el planteamiento de la gestión del agua se basaba exclusivamente en su aprovechamiento como recurso, por lo que ha primado la perspectiva funcional a la hora de definir el concepto de calidad del agua (adecuación del agua para un determinado uso por parte de las comunidades humanas). Por ello, las aguas del sistema costero o litorales raramente eran evaluadas en términos de “calidad”, ya que, al ser aguas saladas o salobres, tienen una posibilidad de uso bastante reducida. Únicamente se menciona la calidad de las aguas costeras en relación con su utilización como “aguas de baño”, y de hecho existe legislación europea a este respecto desde 1975 (CEE 1975).

Desde el año 2000, con la publicación de la Directiva Marco del Agua (Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 23 de octubre de 2000 por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas) se inicia una nueva filosofía en lo que se refiere a la gestión del agua, que también se manifiesta en el Libro Blanco del Agua (CEDEX 2000b). Como dice Jordi Salat “en el nuevo enfoque, el agua es considerada globalmente como la base de un medio ambiente acuático, por lo que su gestión debe tener en cuenta las consecuencias que el uso del agua tendrá sobre el medio ambiente. Así, por primera vez, el centro de las decisiones sobre la gestión del agua serán los ecosistemas ligados a ella. Es en este sentido que la regulación se extiende a toda masa de agua, sea o no directamente “aprovechable”, con un planteo independiente de su “utilidad”. Así, pues, el dominio de aplicación de la Directiva Marco del Agua incluye aguas “que no sirven” pero sobre las que pesan los usos que hacemos de las que “sirven”. Entre ellas están las aguas saladas y salobres del mar, las lagunas litorales y los estuarios, que entran en la Directiva Marco del Agua como Aguas Costeras y de Transición, englobadas dentro de las Aguas Superficiales” (Salat 2011, pág. 1).

Es solamente desde esta nueva perspectiva de calidad ecológica que inicia la Directiva Marco del Agua, que tiene sentido hablar de calidad de las aguas litorales de la misma forma que de la calidad de las aguas continentales superficiales o subterráneas.

Al incluirse ya las aguas litorales dentro de la Directiva Marco del Agua, el control y seguimiento de su calidad se convierte en un imperativo legal, que se traduce en la legislación española y andaluza, y que es competencia de las diferentes administraciones. Por ello, es conveniente repasar la legislación aplicable a esta cuestión antes de revisar los instrumentos utilizados en Andalucía para el control y seguimiento de la calidad de las aguas litorales.

2.1.2. Legislación

La normativa básica que afecta a la calidad de las aguas litorales andaluzas, se resume en la tabla 2.1.2.1, indicando su ámbito de aplicación y se comenta a continuación.

Ámbito	Norma
EUROPEO	<ul style="list-style-type: none"> • Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 23 de octubre de 2000 por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas (DIRECTIVA MARCO DEL AGUA). • Directiva 2006/7/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 15 de febrero de 2006 relativa a la gestión de la calidad de las aguas de baño y por la que se deroga la Directiva 76/160/CEE. • Directiva 2008/105/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 16 de diciembre de 2008, relativa a las normas de calidad ambiental (NCA) en el ámbito de la política de aguas. • Directiva 2009/90/CE de la Comisión, de 31 de julio de 2009, por la que se establecen, de conformidad con la Directiva 2000/60/CE, las especificaciones técnicas del análisis químico y del seguimiento del estado de las aguas. • Decisión de la Comisión de 1 de septiembre de 2010 sobre los criterios y normas metodológicos aplicables al buen estado medioambiental de las aguas marinas.
NACIONAL	<ul style="list-style-type: none"> • Ley 22/1988, de 28 de julio, de Costas • Real Decreto 125/2007, de 2 de febrero, por el que se fija el ámbito territorial de las demarcaciones hidrográficas. • Real Decreto 60/2011, de 21 de enero, sobre las normas de calidad ambiental en el ámbito de la política de aguas.
ANDALUZ	<ul style="list-style-type: none"> • Ley 7/1994, de 18 de mayo, de Protección Ambiental. • Decreto 14/1996, de 16 de enero, por el que se aprueba el Reglamento de Calidad de las aguas litorales. • Orden de 14 de febrero de 1997 por la que se clasifican las aguas litorales andaluzas y se establecen los objetivos de calidad de las aguas afectadas directamente por los vertidos, en desarrollo del decreto 14/1996. • LEY 9/2010, de 30 de julio, de Aguas para Andalucía.

Tabla 2.1.2.1. Normativa básica de aplicación a las aguas litorales de Andalucía.

2.1.2.1. Directiva Marco del Agua en Europa

En el ámbito europeo, la norma básica en relación con la calidad de las aguas litorales es la llamada *Directiva Marco del Agua* (DMA) (Unión Europea 2000), como ya hemos comentado previamente. Aunque realizar un análisis exhaustivo de estos instrumentos normativos excede los objetivos del presente trabajo, esta norma crea el marco básico de actuación en materia de calidad de las aguas litorales que después será concretado en la legislación española y andaluza y es la base sobre la que se apoyan los instrumentos de control y seguimiento de la calidad de las aguas litorales en Andalucía, por lo que debemos repasar, aunque sea someramente, lo más importante de su contenido.

Como ya hemos comentado, la DMA extiende las consideraciones generales sobre la gestión del agua más allá de las aguas continentales y por primera vez las aguas de

transición y las aguas costeras son tenidas en cuenta en este contexto. Las **aguas de transición** se definen como “masas de agua superficial próximas a la desembocadura de los ríos que son parcialmente salinas como consecuencia de su proximidad a las aguas costeras, pero que reciben una notable influencia de flujos de agua dulce” (artículo 2.6). Por su parte, las **aguas costeras** se definen en el artículo 2.7 como “las aguas superficiales situadas hacia tierra desde una línea cuya totalidad de puntos se encuentra a una distancia de una milla náutica mar adentro desde el punto más próximo de la línea de base que sirve para medir la anchura de las aguas territoriales y que se extienden, en su caso, hasta el límite exterior de las aguas de transición”.

En lo que respecta a la **calidad de las aguas**, se define el estado de las aguas superficiales como “la expresión general de estado de una masa de agua superficial, determinado por el peor valor de su estado ecológico y de su estado químico” (artículo 2.17); el **estado ecológico** queda definido como “una expresión de la calidad de la estructura y funcionamiento de los ecosistemas acuáticos asociados a las aguas superficiales” (artículo 2.21); cuando se habla de **estado químico** de las aguas superficiales se está hablando de la concentración de contaminantes en las aguas, considerando que el estado químico es bueno si no se superan las concentraciones establecidas en las normas de calidad medioambiental pertinentes y vigentes a nivel comunitario (artículo 2.24). Asimismo, se entiende por **norma de calidad medioambiental** “la concentración de un determinado contaminante o grupo de contaminantes en el agua, los sedimentos o la biota, que no debe superarse en aras de la protección de la salud humana y el medio ambiente” (artículo 2.35).

Según la DMA, la unidad espacial principal a efectos de gestión de las aguas es la **demarcación hidrográfica**, que queda definida como “la zona marina y terrestre compuesta por una o varias cuencas hidrográficas vecinas y las aguas subterráneas y costeras asociadas, designada con arreglo al apartado 1 del artículo 3 como principal unidad a efectos de la gestión de las cuencas hidrográficas” (artículo 2.15). En el señalado artículo 3 se indica que cada Estado debe definir las cuencas hidrográficas que se agruparán formando las demarcaciones hidrográficas, y específicamente para las aguas costeras se establece que “se incluirán en la demarcación o demarcaciones hidrográficas más próximas o más apropiadas” (artículo 3.1). Igualmente, en dicho artículo se especifica que los Estados miembros deben designar la autoridad competente para la aplicación de las normas de la Directiva en cada demarcación hidrográfica de su territorio.

En la Directiva se establece que los Estados miembros deben velar para que la autoridad que haya sido designada competente en cada demarcación hidrográfica, realice:

1. La **caracterización de cada demarcación hidrográfica** (artículo 5), que incluirá:
 - un análisis de las características de la demarcación,
 - un estudio de las repercusiones de la actividad humana en el estado de las aguas superficiales y subterráneas y
 - un análisis económico del uso del agua.

Ello se realizará siguiendo las especificaciones técnicas establecidas en el anexo II, que para las aguas superficiales (que son las que nos interesan), supone entre otras cosas establecer:

- la situación y los límites de cada masa de agua superficial y
- la clasificación de cada masa de agua en uno de los siguientes tipos: ríos, lagos, aguas de transición, aguas costeras, masas de agua superficial artificiales o masas de agua superficial muy modificadas.

Estos estudios se realizarán en el transcurso de los cuatro primeros años desde la entrada en vigor de la Directiva, se actualizarán dentro de los trece primeros años y después cada seis años.

2. Establecimiento de **programas de seguimiento del estado de las aguas** (artículo 8), que, en las aguas superficiales, incluirán tanto el seguimiento de su volumen y nivel de flujo como de su estado ecológico y químico y su potencial ecológico. Dichos programas deben estar operativos en un plazo de seis años desde la fecha de entrada en vigor de la Directiva y deben cumplir una serie de requisitos técnicos y metodológicos (normas de muestreo, número de puntos de control, periodicidad de los controles, etc.) que se presentan en el anexo V de la norma.

En ese mismo anexo V se presentan los **indicadores de calidad para la clasificación del estado ecológico**, que para las aguas de transición y costeras son los que se presentan en la tabla 2.1.2.1.1.

AGUAS DE TRANSICIÓN		
Biológicos		Composición, abundancia y biomasa del fitoplancton Composición y abundancia de otro tipo de flora acuática Composición y abundancia de la fauna bentónica de invertebrados Composición y abundancia de la fauna ictiológica
Hidromorfológicos que afectan a los indicadores biológicos	Condiciones morfológicas	Variación de la profundidad Cantidad, estructura y sustrato del lecho Estructura de la zona de oscilación de la marea
	Régimen de mareas	Flujo de agua dulce Exposición al oleaje
Químicos y fisicoquímicos que afectan a los indicadores biológicos	Generales	Transparencia Condiciones térmicas Condiciones de oxigenación Salinidad Condiciones relativas a los nutrientes
	Contaminantes específicos	Sustancias prioritarias Otras sustancias en cantidades significativas
AGUAS COSTERAS		
Biológicos		Composición, abundancia y biomasa del fitoplancton Composición y abundancia de otro tipo de flora acuática Composición y abundancia de la fauna bentónica de invertebrados
Hidromorfológicos que afectan a los indicadores biológicos	Condiciones morfológicas	Variación de la profundidad Estructura y sustrato del lecho costero Estructura de la zona ribereña intermareal
	Régimen de mareas	Dirección de las corrientes dominantes Exposición al oleaje
Químicos y fisicoquímicos que afectan a los indicadores biológicos	Generales	Transparencia Condiciones térmicas Condiciones de oxigenación Salinidad Condiciones relativas a los nutrientes
	Contaminantes específicos	Sustancias prioritarias Otras sustancias en cantidades significativas

Tabla 2.1.2.1.1. Indicadores de calidad para la clasificación del estado ecológico de las masas de agua según la Directiva Marco del Agua.

En resumen, desde la perspectiva de los estudios de calidad de las aguas litorales, la Directiva Marco del Agua supone un paso adelante respecto a la legislación anterior, ya que se da a este tipo de aguas el mismo tratamiento que a las aguas interiores. Ahora corresponde a las administraciones competentes asegurar su ejecución al mismo nivel que en las aguas interiores.

2.1.2.2. Legislación nacional

En la legislación nacional encontramos que la Ley de Aguas (*Real Decreto Legislativo 1/2001 de 20 de julio por el que se aprueba el texto refundido de la Ley de Aguas*) no se ocupa de la calidad de las aguas litorales, puesto que su objeto son las aguas continentales. Para encontrar referencias a la calidad de las aguas marinas hay que acudir a la Ley de Costas.

Entre los fines que se marca la *Ley 22/1988, de 28 de julio, de Costas* (España 1988), para la actuación administrativa sobre el dominio público marítimo-terrestre se incluye “conseguir y mantener un adecuado nivel de calidad de las aguas y de la ribera del mar” (artículo 2.d).

Para ello, “se establecen objetivos de calidad del medio receptor para los vertidos realizados desde tierra a las aguas interiores del litoral y al mar territorial que puedan contener una o varias de las sustancias peligrosas incluidas en el anexo I” (disposición adicional novena).

En el Anexo I se establece que las sustancias consideradas peligrosas, para las que se establecen objetivos de calidad, son algunos metales y metaloides (Arsénico, Cobre, Níquel, Plomo, Selenio, Cromo VI, Zinc), biocidas (Atrazina, Simazina, Terbutilazina, Trifluralina, Endosulfan), compuestos orgánicos volátiles (Benceno, Tolueno, Xileno, Etilbenceno, Tricloroetano, Tributilestano), e hidrocarburos aromáticos policíclicos (Naftaleno, Antraceno, Fluoranteno, Benzo(a)pireno, Benzo(b)fluoranteno, Benzo(g,h,i)perileno, Benzo(k)fluoranteno, Indeno(1,2,3-cd)pireno). En resumen, en la Ley de Costas la calidad de las aguas litorales se entiende básicamente desde la perspectiva del control de la contaminación química.

Por su parte, el *Real Decreto 60/2011, de 21 de enero, sobre las normas de calidad ambiental en el ámbito de la política de aguas* (España 2011) traspone todos los aspectos contenidos en las Directivas Europeas 2008/105/CE y 2009/90/CE, estableciendo nuevas normas de calidad ambiental para sustancias prioritarias y preferentes, además de fijar los criterios mínimos que se deberán aplicar a los métodos de análisis para el seguimiento del estado de las aguas, sedimentos y seres vivos.

En ejecución de la Directiva Marco del Agua, el *Real Decreto 125/2007, de 2 de febrero* (España 2007), establece el ámbito territorial de las demarcaciones hidrográficas en España, que aparecen representadas en la figura 2.1.2.2.1.

En concreto, en Andalucía las demarcaciones hidrográficas intracomunitarias son tres:

- Demarcación hidrográfica del Tinto-Odiel-Piedras
- Demarcación hidrográfica del Guadalete-Barbate
- Demarcación hidrográfica de las Cuencas Mediterráneas Andaluzas,

además de una demarcación hidrográfica intercomunitaria, que es la del Guadalquivir y la parte española de la demarcación hidrográfica del Guadiana.



Figura 2.1.2.2.1. Demarcaciones hidrográficas españolas (CEDEX 2000a).

En cualquier caso, como tanto las autorizaciones de vertido como el seguimiento de la calidad de las aguas costeras son competencia de las Comunidades Autónomas, toda esta normativa, y sobre todo la Directiva Marco del Agua, es desarrollada y concretada a ese nivel territorial.

2.1.2.3. Legislación andaluza

El marco normativo y de actuación de la Comunidad Autónoma de Andalucía en materia de calidad de las aguas litorales viene establecido por la *ley 7/1994 de 18 de mayo, de Protección Ambiental* (España 1994). En ella se establecen los objetivos de gestión para proteger, corregir y mejorar el espacio litoral andaluz como objetivo de primordial interés económico y ambiental.

El *Reglamento de la calidad de las aguas litorales*, aprobado por el Decreto 14/1996 de 16 de enero (Junta de Andalucía 1996), desarrolla y ejecuta los contenidos del Capítulo III del Título III de la citada ley, para la mejora de la calidad de las aguas litorales andaluzas. En su artículo 24 se establece la clasificación de las aguas litorales en cuatro tipos diferentes, al objeto de establecer sus objetivos de calidad. En ejecución de dicho Reglamento, la *Orden de 14 de febrero de 1997 por la que se clasifican las aguas litorales andaluzas y se establecen los objetivos de calidad de las aguas afectadas directamente por los vertidos* (Junta de Andalucía 1997) asigna las aguas litorales andaluzas a alguno de esos cuatro tipos y establece sus objetivos de calidad. Los cuatro tipos de aguas litorales, según sus características y necesidad de protección son los siguientes (tal como se regulan en la mencionada Orden):

- **Aguas especiales:** aquellas caracterizadas por sus singulares condiciones ambientales, bien en su vertiente de aguas de acusado valor estético o aguas litorales con destacado valor ecológico o paisajístico y aquellas aguas donde se reconozca la importancia de su conservación, como es el caso de las reservas naturales.

Se corresponden con las aguas incluidas dentro de los espacios litorales que presenten alguna figura de protección establecida legalmente, referida tal protección tanto al medio físico como a las especies que constituyen su hábitat en él. Quedan excluidas de esta clasificación aquellas aguas que aun cumpliendo lo establecido anteriormente, por razones técnico ambientales se incluyan de forma particular en otro tipo de agua (artículo 4).

- **Aguas limitadas:** aguas de estuarios, bahías o aquellas en donde debido a condiciones de escasa renovación y/o a la cantidad de sustancias contaminantes y/o nutrientes que reciben, se puedan dar fenómenos de eutrofización, acumulación de

sustancias tóxicas o cualquier otro fenómeno que incida negativamente en las condiciones naturales del medio y reduzcan sus posibilidades de uso.

Se definen como aguas limitadas las aguas de estuarios y bahías cerradas quedando excluidas de esta clasificación aquellas aguas, que, aun cumpliendo lo establecido anteriormente, por razones técnico ambientales se incluyan de forma particular en otro tipo de aguas. En particular, se consideran aguas limitadas las incluidas como tales en el Anexo I (ríos Tinto y Odiel desde su confluencia hasta donde llega la influencia mareal, río Guadalquivir desde su desembocadura hasta Alcalá del Río y la Bahía de Cádiz) así como todas las desembocaduras de los ríos hasta donde sea sensible el efecto de las mareas (artículo 5).

- **Aguas normales:** aguas litorales distintas de las de estuarios, bahías abiertas o aquellas en donde debido a sus condiciones de renovación y/o a la cantidad de sustancias contaminantes que reciben, puedan verse menos afectadas por los fenómenos antes mencionados, no previéndose efectos negativos sobre las mismas y sus usos.

Se definen como aguas normales las aguas litorales distintas de las de estuarios, así como las bahías abiertas que se encuentran en la franja costera hasta la distancia que se especifica en el Anexo I (una milla náutica en el litoral atlántico y media milla náutica en el litoral mediterráneo) (artículo 6).

- **Aguas menos limitadas:** aguas del mar territorial o aquellas con un intercambio bueno o en las que se considere que es altamente improbable que lleguen a desarrollarse fenómenos que afecten a las mismas y a sus usos.

Se definen como aguas menos limitadas las aguas interiores y del mar territorial situadas entre la línea de base recta que define el límite exterior del mar territorial y las líneas que diferían las aguas especiales y normales (artículo 7).

Toda esta legislación es anterior a la Directiva Marco del Agua, y evidentemente su entrada en vigor en el año 2000 ha generado la necesidad de adaptar las iniciativas sobre calidad de las aguas litorales de la administración autonómica a las directrices comunitarias. Tras la delimitación de las demarcaciones hidrográficas realizada por el *Real Decreto 125/2007, de 2 de febrero* (España 2007), la aplicación de la DMA supone la caracterización

y diferenciación de las masas de agua en cada una de ellas y el trabajo para la selección de los indicadores del estado ecológico de las masas de agua. Para ello se han establecido acuerdos con diferentes centros de investigación y universidades.

Asimismo, se ha trabajado en el desarrollo de los Planes Hidrológicos de cada una de las demarcaciones, en tres etapas:

1. Estudio general de la demarcación hidrográfica
2. Esquema de temas importantes en materia de gestión de las aguas.
3. Propuesta de proyecto de Plan Hidrológico.

Todos los documentos generados en este proceso, para las diferentes demarcaciones hidrográficas andaluzas pueden consultarse en la página web de la Consejería de Agricultura, Pesca y Medio Ambiente de la Junta de Andalucía (Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio. Junta de Andalucía. 2010).

Como ya hemos comentado, los primeros trabajos van dirigidos a la identificación y clasificación de las diferentes masas de agua como establece el artículo 5 de la DMA. Dentro de las aguas litorales y en el caso de la demarcación hidrográfica del Tinto-Odiel-Piedras, que contiene la principal área de estudio de este trabajo, las masas de agua de transición y costeras identificadas se representan en las figuras 2.1.2.3.1 y 2.1.2.3.2 y sus características se resumen en la tabla 2.1.2.3.1.

Como resultado de estos trabajos previos, la Consejería de Agricultura, Pesca y Medio Ambiente de la Junta de Andalucía redactó los Planes Hidrológicos de las Demarcaciones Hidrográficas Intracomunitarias para el ciclo 2009-2015, que fueron aprobados por el Consejo de Gobierno de la Junta de Andalucía el 2 de noviembre de 2011. Tras el informe favorable del Consejo Nacional del Agua (29 de junio de 2012), el Plan Hidrológico para la Demarcación Tinto, Odiel y Piedras fue aprobado por el Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente por el Real Decreto 1329/2012, de 14 de septiembre (Consejería de Agricultura, Pesca y Medio Ambiente. Junta de Andalucía 2011). En la actualidad se está trabajando en el Plan Hidrológico para el periodo 2016-2021 (Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio. Junta de Andalucía 2015b).

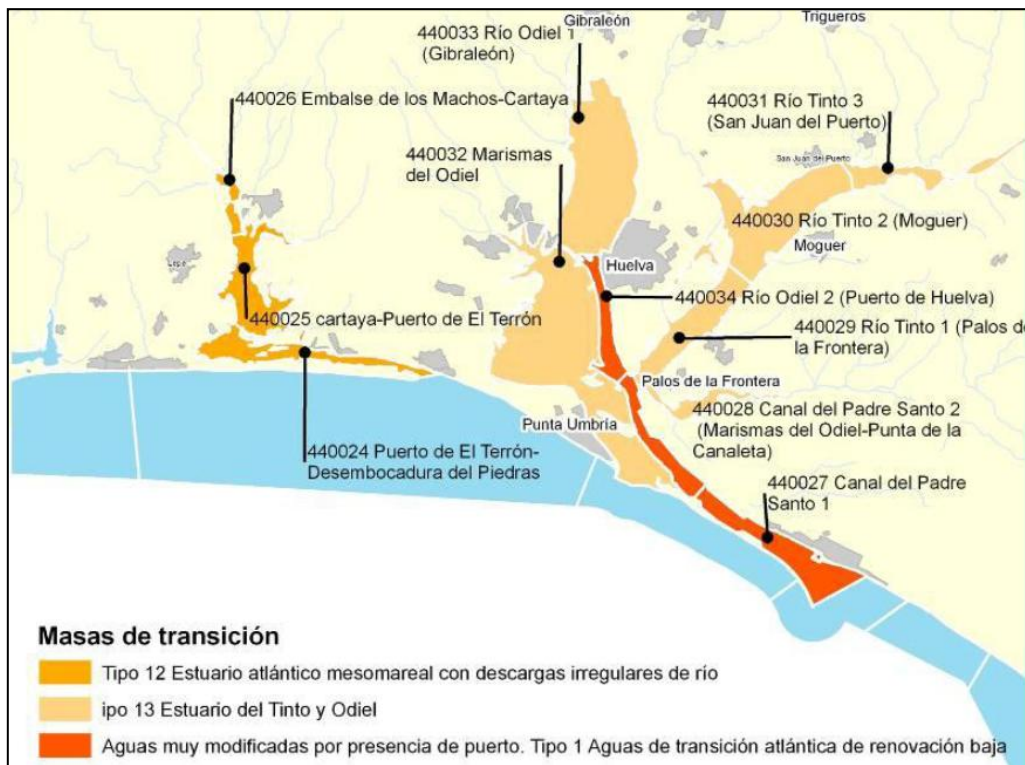


Figura 2.1.2.3.1. Masas de agua de transición en la demarcación hidrográfica Tinto-Odiel-Piedras (Agencia Andaluza del Agua 2010).

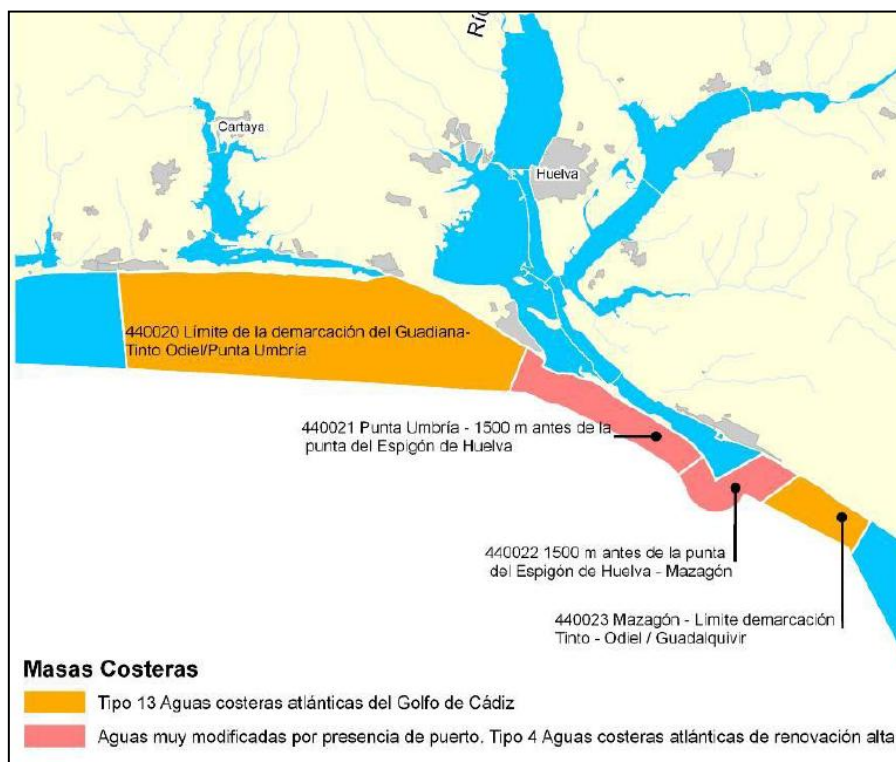


Figura 2.1.2.3.2. Masas de agua costeras en la demarcación hidrográfica Tinto-Odiel-Piedras (Agencia Andaluza del Agua 2010).

Masas de agua de transición				
Código	Nombre	Superficie (Km²)	Tipo	Naturaleza
440027	Canal del Padre Santo 1	11.46	Aguas muy modificadas por presencia de puerto. Tipo 1. Aguas de transición atlántica de renovación baja	Muy modificada
440028	Canal del Padre Santo 2 (Marismas del Odiel-Punta de la Canaleta)	5.59	Aguas muy modificadas por presencia de puerto. Tipo 1. Aguas de transición atlántica de renovación baja	Muy modificada
440029	Río Tinto 1 (Palos de la Frontera)	16.56	Estuario del Tinto y Odiel	Natural
440030	Río Tinto 2 (Moguer)	19.79	Estuario del Tinto y Odiel	Natural
440031	Río Tinto 2 (San Juan del Puerto)	6.54	Estuario del Tinto y Odiel	Natural
440032	Marismas del Odiel	42.52	Estuario del Tinto y Odiel	Natural
440033	Río Odiel 1 (Gibraleón)	27.13	Estuario del Tinto y Odiel	Natural
440034	Río Odiel 2 (Puerto de Huelva)	5.47	Aguas muy modificadas por presencia de puerto. Tipo 1. Aguas de transición atlántica de renovación baja	Muy modificada
Masas de agua costeras				
Código	Nombre	Superficie (Km²)	Tipo	Naturaleza
440020	Límite de la demarcación Guadiana/Tinto Odiel-Punta Umbría	130.98	13 Aguas costeras atlánticas del Golfo de Cádiz	Natural
440021	Punta Umbría – 1500 metros antes de la punta del Espigón de Huelva	23.06	Aguas muy modificadas por presencia de puerto. Tipo 4. Aguas costeras atlánticas de renovación alta.	Muy modificada
440022	1500 metros antes de la punta del Espigón de Huelva - Mazagón	13.53	Aguas muy modificadas por presencia de puerto. Tipo 4. Aguas costeras atlánticas de renovación alta.	Muy modificada
440023	Mazagón – Límite demarcación Tinto-Odiel / Guadalquivir	12.79	13 Aguas costeras atlánticas del Golfo de Cádiz	Natural

Tabla 2.1.2.3.1. Características de las masas de agua de transición y costeras de la zona de estudio (Consejería de Agricultura, Pesca y Medio Ambiente. Junta de Andalucía 2011).

2.1.3. Instrumentos de control y seguimiento de la calidad de las aguas litorales en Andalucía

En el ejercicio de sus competencias en materia de calidad de las aguas litorales, la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía, ha venido realizando actuaciones de diferente tipo desde su creación. Algunas de estas actuaciones se producen en respuesta a problemas concretos y son puntuales en el espacio (evolución de la turbidez en la desembocadura del Guadalquivir (Moreira et al. 2009)) o en el tiempo (Planes correctores de vertidos de Huelva, Bahía de Algeciras y Bahía de Cádiz, finalizados ya). Otras de estas actuaciones, sin embargo, consisten en el desarrollo de herramientas o instrumentos

destinados al control y seguimiento de la calidad de las aguas litorales de Andalucía. De estos instrumentos destacaremos los siguientes (Fraidias Amarillo 2009):

1. Laboratorios de vigilancia y control de la contaminación.
2. Embarcaciones de vigilancia medioambiental.
3. Redes automáticas de control y vigilancia de la calidad de las aguas litorales y de vertidos al litoral.
4. Plan de policía de aguas del litoral andaluz, y
5. Redes de Vigilancia y de Control Operativo del estado de las masas de agua, desarrolladas en aplicación de la Directiva Marco del Agua a través de los Planes Hidrológicos para las demarcaciones intracomunitarias.

2.1.3.1. Laboratorios de vigilancia y control de la contaminación

La Consejería de Medio Ambiente cuenta con tres laboratorios para dar respuesta a las necesidades de control de la calidad de las aguas litorales y de los vertidos. Se encuentran situados en Huelva (actúa en el litoral de Huelva y curso bajo del Guadalquivir), Palmones (Cádiz) (cuya zona de actuación es el litoral gaditano y el occidental malagueño) y Motril (Granada) (litoral oriental malagueño, litoral de Granada y Almería).

Su labor fundamental es de policía y control de las autorizaciones de vertido y vigilancia de las aguas afectadas por los mismos, así como la atención a incidentes medioambientales (mortandades de peces, vertidos no autorizados, etc.), aunque en la actualidad colaboran también en programas de diverso tipo a lo largo de todo el territorio andaluz y no únicamente para la zona litoral.

2.1.3.2. Embarcaciones de vigilancia medioambiental

Para el control de los más de 1000 km de litoral andaluz, la Consejería de Medio Ambiente dispone de cuatro embarcaciones, cada una de las cuales tiene un área de trabajo que le ha sido asignada en función de sus características técnicas y las condiciones medioambientales del litoral, tal como se refleja en la tabla 2.1.3.2.1.

Estas embarcaciones trabajan en colaboración con los Laboratorios de vigilancia y control de la contaminación, y sus cometidos son:

- Vigilancia ambiental.
- Inspecciones visuales de vertidos.
- Supervisión de instalaciones portuarias.
- Inspecciones bajo la superficie.
- Vigilancia de espacios naturales protegidos.
- Toma de muestras y análisis *in situ* para estudios específicos y para el seguimiento de la calidad de las aguas litorales en zonas de vertido.

Embarcación	Zona de actuación
Dunas de Doñana	Litoral de Huelva y litoral occidental de Cádiz
AMA VI	Río Guadalquivir, desde la desembocadura hasta Alcalá del Río
AMA VII	Litoral de Granada y Almería
AMA VIII	Litoral oriental de Cádiz y litoral de Málaga

Tabla 2.1.3.2.1. Embarcaciones de vigilancia medioambiental del litoral andaluz.

2.1.3.3. Redes automáticas de control y vigilancia de la calidad de las aguas litorales y de vertidos al litoral

El objetivo de este proyecto es contar con un sistema de estaciones fijas que permita la vigilancia continua de la calidad de las aguas. Son en realidad dos redes diferentes:

- **Red de inmisión hídrica**, que mide la calidad del medio receptor (es decir, las aguas que reciben los vertidos), y
- **Red de emisión hídrica**, que controla la cantidad y composición de los vertidos a través de sensores situados en los efluentes finales de las empresas afectadas por los diferentes planes correctores de vertidos.

Cada una de estas redes consta de una serie de estaciones en las que se ubican sensores que miden de forma continua parámetros específicos de calidad del agua. Estos datos son enviados mediante conexiones GPRS o a través de Internet al Centro de Datos de Calidad Ambiental, de manera que se dispone de esta información en tiempo real.

De las dos redes, la que más nos interesa para nuestros objetivos es la de inmisión, que se ocupa del seguimiento de la calidad del agua superficial en la zona de influencia mareal en una serie de estaciones ubicadas en las zonas de influencia mareal de los ríos

Guadarranque, Palmones y Guadalete en Cádiz, Tinto y Odiel en Huelva y Guadalquivir en Sevilla. En todas las estaciones se mide el pH, y en algunas además se mide conductividad, oxígeno disuelto y temperatura.

Como ejemplo, se muestra a continuación la ubicación de las 9 estaciones de control en los ríos Tinto y Odiel en la figura 2.1.3.3.1.



Figura 2.1.3.3.1. Localización de las estaciones de la red de inmisión hídrica de la Red de Vigilancia y Calidad Ambiental en los ríos Tinto y Odiel (Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio. Junta de Andalucía 2010).

Los datos adquiridos por la Red de inmisión hídrica se publican mensualmente en forma de Informes mensuales de calidad de las aguas litorales, que se pueden consultar en la web de la Consejería de Medio Ambiente. En dichos documentos se incluye también un informe del rendimiento de la red y de incidencias, en los que se observa un porcentaje cada vez mayor de datos no válidos o sensores fuera de servicio. De hecho, el último informe publicado en la web de la Consejería corresponde a marzo de 2011 sin que, por otra parte, se haya informado del cese de actividad de esta red. Se muestra en la figura 2.1.3.3.2 un ejemplo de los datos que proporciona esta red.

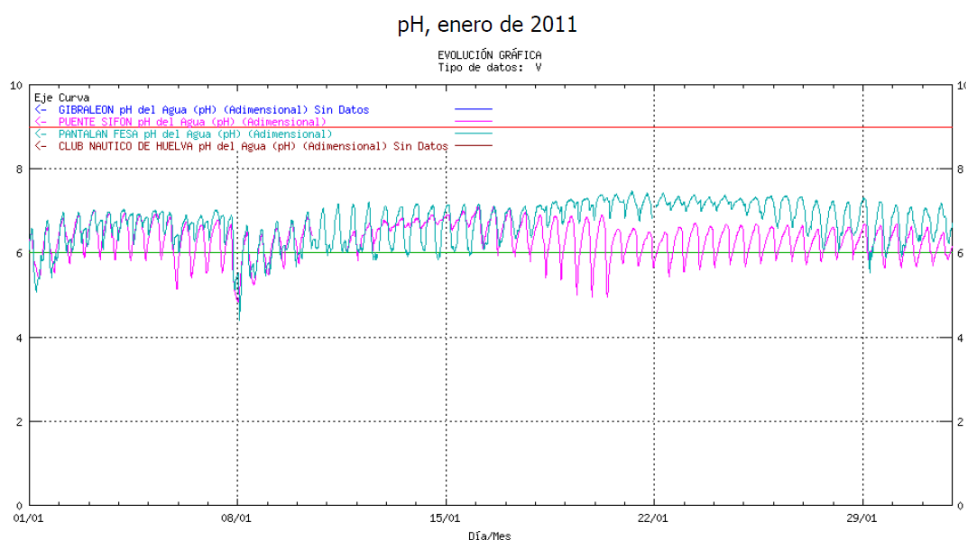


Figura 2.1.3.3.2. Valores medios horarios de pH medidos en enero de 2011 en las estaciones de la red de inmisión hídrica en los ríos Tinto y Odiel (Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio. Junta de Andalucía 2011).

2.1.3.4. Plan de policía de aguas del litoral andaluz

El Plan de policía de aguas del litoral andaluz se inició en el año 1988 con el objetivo de evaluar la calidad de las aguas litorales andaluzas, incluidos los estuarios más importantes, mediante el análisis de muestras de agua y sedimentos acuáticos que se recogen en una serie de puntos ya establecidos (Fraidias Amarillo 2009).

Por lo que respecta a las aguas, el Plan de Policía se basa en el análisis de muestras procedentes de 133 puntos, de los cuales 77 se localizan en la zona litoral y los 56 restantes en los tramos finales de los ríos con influencia mareal. En las muestras obtenidas de estos puntos se analizan los siguientes parámetros: cobre, cinc, manganeso, níquel, cromo, cadmio, plomo, arsénico, mercurio, pH, conductividad, sólidos en suspensión, oxígeno disuelto, demanda química de oxígeno, coliformes totales, nitritos, nitratos, amoníaco, fosfatos, aceites y grasas, CN-, F- y fenoles.

En la ubicación de los puntos de muestreo (figura 2.1.3.4.1) se ha tenido en cuenta la posible incidencia de las actividades humanas sobre la calidad de las aguas, por lo que en las zonas más conflictivas del litoral andaluz existe una mayor concentración de puntos de control de la calidad del agua. Asimismo, dependiendo de la fragilidad ambiental de la zona litoral y de su exposición a agentes contaminantes, el control de la calidad de las aguas (recogida de muestras) se realiza con una frecuencia trimestral, semestral o anual. Por su parte, en aquellas zonas afectadas por una amplitud de marea significativa (la costa

Atlántica), en cada campaña de recogida de muestras se toma una en situación de marea alta y otra en situación de marea baja.

En la fracción fina de los sedimentos (<63 micras) se analizan cromo, cobre, plata, hierro, cadmio, plomo, níquel, cinc, manganeso, arsénico, mercurio, estaño y carbono orgánico total y oxidable, aluminio, litio, TBT, SHAP's, SCB7, CB52, CB153, CB180, lindano, HCB, pp'-DDE, pp'-DDT, Nitrógeno y Fósforo.



Figura 2.1.3.4.1. Puntos de recogida de muestras de aguas y sedimentos del Plan de policía de aguas del litoral andaluz (Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio. Junta de Andalucía 1996).

La recogida y análisis sistemático de muestras para estos puntos con una periodicidad trimestral, semestral o anual desde 1988 dio lugar a una importante base de datos cuyo volumen de información es considerable y que permite hasta cierto punto observar la evolución favorable que ha experimentado la calidad de las aguas litorales andaluzas (Usero García et al. 2000). Sin embargo, y especialmente para algunas zonas, la explotación exhaustiva de esta información y su interpretación se ve dificultada en ocasiones por las mismas características del proceso de recogida de las muestras, como son:

- las muestras de cada sector litoral se recogen en fechas diferentes, por lo que los datos no son comparables directamente,
- las fechas de recogida de las muestras no se eligen en función de la situación hidrodinámica (coeficiente de marea, por ejemplo) o medioambiental, sino en función de la disponibilidad del personal y del barco,
- la localización de los puntos de recogida de muestras se realiza sólo mediante referencias visuales, por lo que no es exactamente la misma en todas las fechas;

- no se recoge la hora de toma de cada muestra, por lo que es imposible conocer exactamente la situación de marea a la que se corresponde.

Parece claro que un replanteamiento del proceso de recogida de muestras y un mayor conocimiento de las masas de agua litorales y estuarinas podría ayudar a obtener información más consistente y representativa con el mismo o incluso menor esfuerzo (Ojeda et al. 1997). A ello creemos que puede colaborar la teledetección, como veremos en el apartado 5 de este trabajo.

2.1.3.5. Redes de Vigilancia y de Control Operativo del estado de las masas de agua

Tal como se refleja en el Plan Hidrológico del Tinto, Odiel y Piedras (Consejería de Agricultura, Pesca y Medio Ambiente. Junta de Andalucía 2011), estas redes se han desarrollado en aplicación de la Directiva Marco del Agua a través de los Planes Hidrológicos para las demarcaciones intracomunitarias. Ambas redes comparten muchos de los puntos de recogida de muestras para el control de la calidad, pero sus objetivos son ligeramente diferentes.

- La **Red de Vigilancia** pretende “obtener una visión general y completa del estado de las masas de agua. Su desarrollo debe permitir concebir eficazmente programas de control futuros y evaluar los cambios a largo plazo en el estado de las masas de agua debidos a cambios en las condiciones naturales o al resultado de una actividad antropogénica muy extendida” (Consejería de Agricultura, Pesca y Medio Ambiente. Junta de Andalucía 2011, p.18).
- La **Red de Control Operativo**, por su parte, “tiene como objetivos determinar el estado de las masas en riesgo de no cumplir los objetivos medioambientales y evaluar los cambios que se produzcan en el estado de dichas masas como resultado de los programas de medidas” (Consejería de Agricultura, Pesca y Medio Ambiente. Junta de Andalucía 2011, p.19).

En el mencionado Plan Hidrológico se establece la ubicación de las estaciones de control que se incluyen en ambas redes tanto para las aguas de transición (23 en la red de Vigilancia, 19 de ellas también en la red de Control Operativo) (figura 2.1.3.5.1) como para

- Plaguicidas: periodicidad anual en las estaciones de las masas de agua de transición y en las costeras ubicadas en las desembocaduras de cauces fluviales.
- Otras sustancias prioritarias: periodicidad anual en las estaciones incluidas en masas de agua con presiones por puertos de interés general.” (Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía 2015).



Figura 2.1.3.5.2. Estaciones de control de la Red de Vigilancia y de Control Operativo en las aguas costeras de la demarcación hidrográfica del Tinto, Odiel y Piedras (Consejería de Agricultura Pesca y Medio Ambiente. Junta de Andalucía 2011).

En la práctica, y a la fecha actual, la información que proporciona la Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio sobre los programas de seguimiento de la calidad de las aguas litorales es ligeramente diferente de la propuesta en el Plan Hidrológico que acabamos de describir (Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía 2015). Así, no se mencionan las dos redes sino sólo un programa, llamado **Programa de Control de Vigilancia**, con 19 puntos de muestreo en nuestra zona de interés, 5 de ellos en las masas de agua costeras y 14 en las de transición (la coincidencia en su número con los puntos de la Red de Control Operativo tal como se describe en el Plan Hidrológico nos hace pensar que se corresponde con ésta).

Los datos obtenidos por este programa de seguimiento se pueden consultar a través de la web de la Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio (Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio. Junta de Andalucía 2015a), donde se pueden seleccionar por el tipo de masa de agua (continental, litoral o subterránea), el tipo de

indicador (biológico, físico-químico o hidromorfológico), la provincia, demarcación hidrográfica, masa de agua, estación de muestreo, parámetro y fecha. La serie de datos comienza en 2011. Desde la misma página web en la que se consultan estos datos se puede acceder a un visor que muestra la información sobre la aplicación de la Directiva Marco del Agua en Andalucía desde la perspectiva de la calidad, y que además de la delimitación de las masas de agua, presenta la ubicación de los diferentes puntos de recogida de muestras (Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio. Junta de Andalucía 2015c). En concreto, los puntos de los que realmente se recogen muestras y cuyos datos están disponibles para la consulta son los que se muestran en la figura 2.1.3.5.3, tal como aparecen en el mencionado Visor.

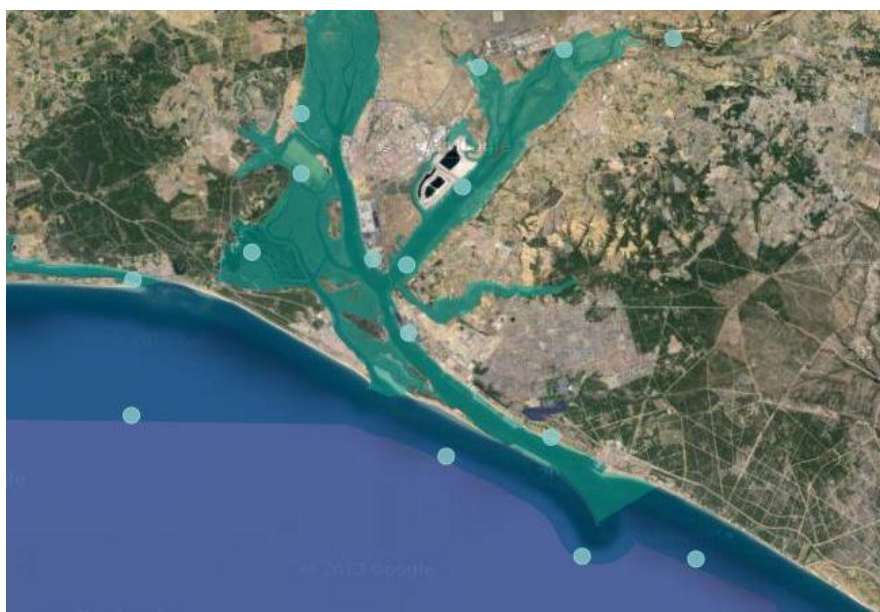


Figura 2.1.3.5.3. Puntos de recogida de muestras del Programa de Control de Vigilancia en las aguas costeras y de transición de la Demarcación Hidrográfica del Tinto-Odiel y Piedras (Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio. Junta de Andalucía 2015c)

Al presentar todavía tan poco desarrollo temporal no es posible realizar una evaluación completa del valor y utilidad de estos datos ni una explotación exhaustiva de ellos. Es de suponer que, dado que se ha superado algunos de los problemas detectados en los sistemas anteriores de seguimiento de la calidad de las aguas litorales (como por ejemplo, la localización de los puntos de muestreo, que ahora es fija), su utilidad sea mayor. En el apartado 5.4.2 se describirá con más detalle este instrumento de control de la calidad de las aguas.

2.2. Características ópticas de las aguas litorales

Dado que nuestro trabajo pretende estudiar las masas de agua litorales a través de teledetección, debemos empezar por plantearnos cómo responden frente a la energía electromagnética, ya que ello determinará las posibilidades de conocer sus características a partir de imágenes de satélite.

Las características espectrales de las aguas naturales están determinadas por varios factores, que incluyen la radiación incidente en la superficie del agua, las propiedades ópticas del agua y los materiales que contiene, la rugosidad de la superficie, los ángulos de observación e iluminación, y en aguas limpias poco profundas la reflexión de la luz desde el fondo. Cuando la luz incidente (suma de la radiación directa más la radiación dispersada por la atmósfera) alcanza la superficie del agua, una parte de ella se refleja de nuevo hacia la atmósfera; esta radiación reflejada aporta muy poca información sobre el agua, aunque conlleva información sobre la rugosidad de la superficie. De hecho, las características espectrales del agua están determinadas fundamentalmente por la energía que es dispersada y reflejada en el interior de la masa de agua, formando lo que se llama la *reflectividad del volumen*, ya que se produce en el interior del volumen de agua más que en la superficie, a mayor o menor profundidad en función de la longitud de onda de la energía electromagnética incidente. Parte de esta energía que ha sido modificada en el interior del volumen de agua se dirige de nuevo hacia la superficie, desde donde pasa de nuevo a la atmósfera y al sensor, y es de la que pretendemos extraer información.

La complejidad de los procesos por los que pasa la energía electromagnética desde que sale del sol hasta que llega al sensor después de ser interceptada por el agua, tal como los resume Robinson (Robinson, 1985) se representa esquemáticamente en la figura 2.2.1:

- a es la energía electromagnética que procede de debajo del agua y que, tras refractarse en superficie, se dispone en la dirección del sensor, contribuyendo a L_w , la radiancia procedente del agua; c es la parte de L_w que es dispersada por la atmósfera fuera del campo de visión (IFOV) del sensor; b es la parte de L_w que alcanza el sensor;
- d es la energía procedente del sol que se refleja especularmente en el agua directamente dentro del IFOV del sensor; e es la energía electromagnética que es dispersada por la atmósfera antes de reflejarse especularmente en el agua. d y e juntos contribuyen a L_r , la radiancia procedente de la reflexión especular. f es la parte

de L_r que es dispersada por la atmósfera fuera del IFOV del sensor y g es la parte de L_r que alcanza el sensor.

- h es la energía electromagnética procedente del sol que cruza el campo de visión del sensor y es dispersada por la atmósfera hacia él; i es la energía electromagnética que es dispersada por la atmósfera hacia el sensor después de haber sido dispersada previamente; j es la energía electromagnética proveniente del agua fuera del IFOV del sensor y que después ha sido dispersada dentro de éste y no contribuye a L_w porque, por definición, es la radiancia de un área particular del mar; k es la energía electromagnética dispersada por la atmósfera y reflejada por el agua fuera del IFOV y por lo tanto no contribuye a L_w ; h , i , j y k contribuyen a L_p , la radiancia atmosférica.

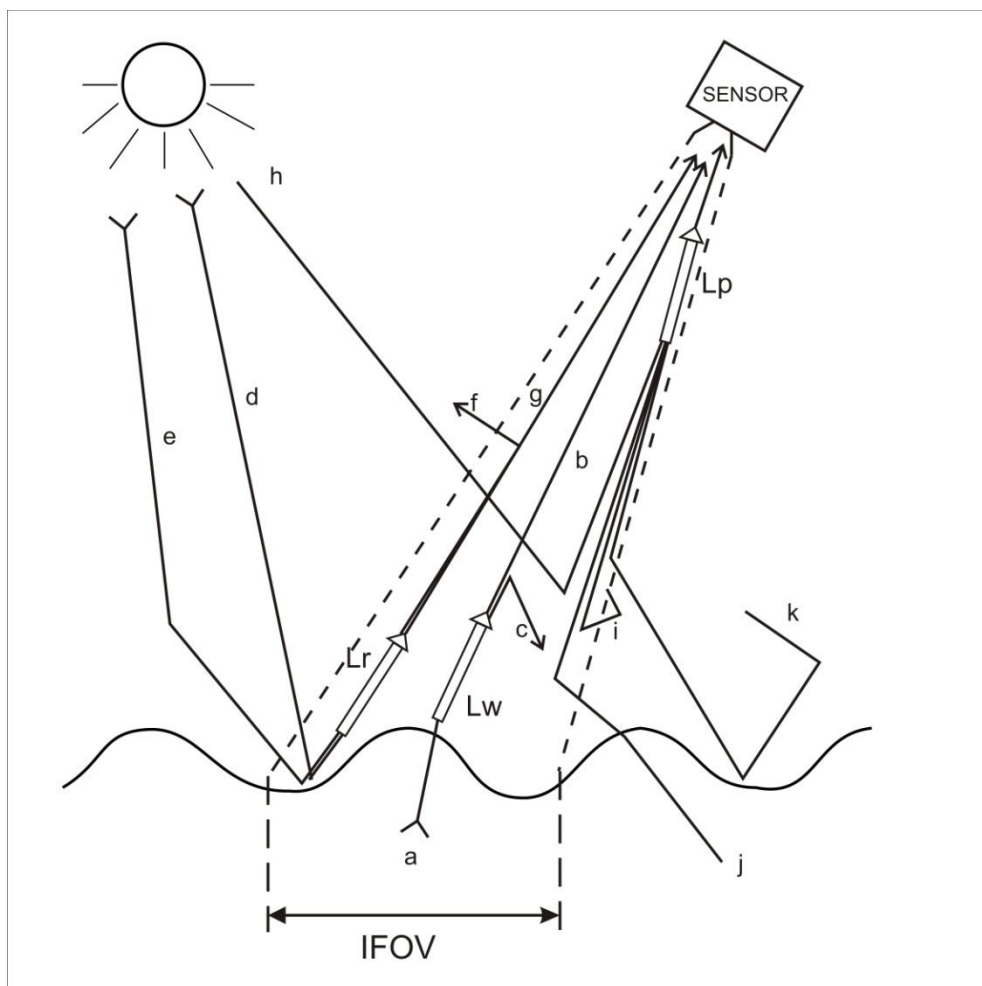


Figura 2.2.1. Interacciones ópticas de la energía electromagnética hasta llegar al sensor (Robinson 1985).

Los procesos ópticos (y hablamos de procesos ópticos porque nos centramos en la parte visible e infrarroja cercana del espectro electromagnético, el llamado espectro óptico) que tienen lugar bajo el agua tienden a ser bastante complejos debido a la cantidad de materiales que se encuentran en el agua del mar y que modifican los procesos que tendrían lugar si se tratase de agua pura. Por supuesto, son estos efectos ópticos producidos por materiales como sedimentos en suspensión, fitoplancton o desechos orgánicos los que convierten a estos componentes de la calidad del agua en parámetros susceptibles de ser estudiados a través de la teledetección.

Solamente si las propiedades de absorción y dispersión del agua y de los materiales contenidos en ella (ya sea en disolución o en suspensión) se conocen, es posible relacionar los valores de radiancia con la cantidad de dichos materiales presente. **Ésta es la base teórica de todos los algoritmos de calidad del agua que usan datos procedentes de la teledetección espacial.** Desgraciadamente, en la práctica todavía no se ha demostrado que sea posible generar un mecanismo de calibración absoluta a causa de la complejidad de las relaciones entre la concentración de sedimentos, clorofila, etc. y la absorción y dispersión resultantes. Sin embargo, se han desarrollado algoritmos de calibración empíricos basados en este principio básico.

Si los datos obtenidos de observaciones del color del mar han de interpretarse en términos de parámetros de calidad del agua es necesario saber cómo afectan estos parámetros a las propiedades ópticas del agua y considerar por separado las características espectrales de los diferentes constituyentes del agua marina.

Por ello, empezaremos revisando el comportamiento espectral del agua pura, que es la base sobre la que se construyen las características espectrales de los otros tipos de agua, mediante la adición de materias dispersantes y absorbentes de la energía electromagnética. Posteriormente, examinaremos el efecto que produce la adición de diversos materiales a la masa de agua.

2.2.1. Características ópticas del agua pura.

Dentro de las aguas naturales, la expresión *agua pura* se utiliza para hacer referencia a aquellas aguas que están libres de los efectos ópticos provocados por los diferentes tipos de materia orgánica o inorgánica de origen terrestre o atmosférico. En este

sentido, el agua pura se podría definir como una sustancia químicamente pura formada por una mezcla de varios isótopos de agua, cada uno de ellos con diferente masa molecular (Bukata et al. 1995). Consideramos, pues, agua pura aquella en la que cualquier modificación inducida a la energía electromagnética que la atraviesa es producida únicamente por las moléculas de agua.

Las características ópticas de cualquier cuerpo (y por supuesto, las de una masa de agua) vienen determinadas por su *coeficiente de atenuación total* (representado por algunos autores como c y por otros como α). Por atenuación se entiende la reducción de la energía de una onda electromagnética al propagarse en un medio, en este caso el agua. La *unidad* en que se expresa el coeficiente de atenuación total es el inverso de la longitud de atenuación en metros, es decir, m^{-1} . A veces se utiliza en su lugar la *longitud de atenuación* expresada en metros (profundidad a la que la energía electromagnética queda atenuada por completo, ha sido bloqueada totalmente por la masa de agua), que es más fácil de comprender y manejar que su inverso y permite relacionarlo con la información batimétrica.

Dos son los procesos fundamentales que tienen lugar cuando la luz penetra en la masa de agua y que determinan su atenuación: dispersión (*scattering*) y absorción. De hecho, se considera que el coeficiente de atenuación total (o del volumen) es la suma del *coeficiente de absorción* total de la masa de agua (a) más el *coeficiente de dispersión* del volumen (b)¹:

$$c = a + b$$

La dispersión se define como cualquier proceso aleatorio por el cual se produce un cambio en la *dirección* de desplazamiento de los fotones individuales, sin que se produzca ninguna otra alteración (Duntley 1963). Por su parte, la absorción incluye todos los procesos termodinámicamente irreversibles por los cuales los fotones cambian su naturaleza o la energía que contienen es transformada en energía térmica cinética, energía química potencial, etc. (op. cit.). El principal mecanismo de absorción en los océanos es la transformación de la energía luminosa de los fotones en energía térmica, aunque también es muy importante y fundamental para la existencia de vida en el mar la conversión de la luz en energía química potencial a través de la fotosíntesis.

¹ Entre las propiedades del flujo de luz a una determinada longitud de onda en la masa de agua también se suele mencionar la *función de dispersión del volumen* ($\beta(0)$), que describe la distribución angular del flujo dispersado resultante del flujo de dispersión primario. Para la teledetección es más importante el coeficiente de *retrodispersión* (b_b), que define la cantidad de luz dispersada desde el interior de la masa de agua hacia su superficie (hacia el sensor), que el de dispersión (Dekker 1995).

Al igual que el coeficiente de atenuación total, los coeficientes de absorción y dispersión se expresan en m^{-1} , siendo en este caso más raro expresarlos en metros.

Los coeficientes de absorción y dispersión (y por tanto también el coeficiente de atenuación o extinción) son muy dependientes de la longitud de onda de la energía electromagnética que incide en la masa de agua. Así, normalmente no se habla de a , b y c , sino de $a(\lambda)$, $b(\lambda)$ y $c(\lambda)$, y la ecuación anterior se expresa

$$c(\lambda) = a(\lambda) + b(\lambda)$$

En cuanto a los valores concretos que toman los coeficientes de absorción y dispersión del agua pura, en la bibliografía se encuentran valores bastante diferentes, quizás debido al diseño de los experimentos. Algunos valores típicos de absorción, dispersión y atenuación del agua pura en función de la longitud de onda obtenidos en laboratorio se presentan en la tabla 2.2.1.1 y en la figura 2.2.1.1.

λ (nm)	$a(\lambda)$	$b(\lambda)$	$c(\lambda)$	
	m^{-1}	m^{-1}	m^{-1}	m
320	0.020	0.01200	0.0320	31.250
350	0.012	0.00820	0.0202	49.505
400	0.006	0.00480	0.0108	92.592
420	0.005	0.00400	0.0090	111.11
440	0.004	0.00320	0.0072	138.89
460	0.002	0.00270	0.0047	212.76
480	0.003	0.00220	0.0052	192.30
500	0.006	0.00190	0.0079	126.58
520	0.014	0.00160	0.0156	64.103
530	0.022	0.00150	0.0235	42.553
540	0.029	0.00140	0.0304	32.895
550	0.035	0.00130	0.0363	27.548
560	0.039	0.00120	0.0402	24.876
580	0.074	0.00110	0.0751	13.210
600	0.200	0.00093	0.2009	4.9776
620	0.240	0.00082	0.2408	4.1528
640	0.270	0.00072	0.2707	3.6941
660	0.310	0.00064	0.3106	3.2196
680	0.380	0.00056	0.3806	2.6274
700	0.600	0.00050	0.6005	1.6653
740	2.250	0.00040	2.2504	0.4443
750	2.620	0.00039	2.6204	0.3816
760	2.560	0.00035	2.5604	0.3905
800	2.020	0.00029	2.0203	0.4950

Tabla 2.2.1.1. Longitud de atenuación de la energía electromagnética en el agua pura. Elaboración propia a partir de la tabla de Bukata et al. 1995.

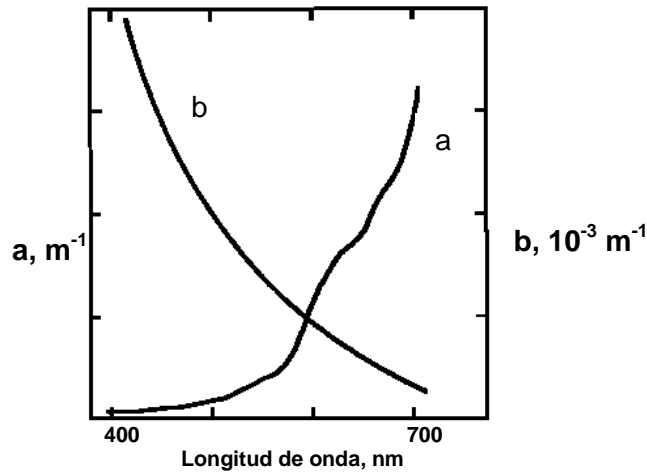


Figura 2.2.1.1. Absorción (a) y dispersión (b) del agua marina pura (Robinson 1985).

Pese a las diferencias que se pueden observar, todos estos datos manifiestan una serie de rasgos comunes que son los más típicos de la respuesta espectral del agua:

- La absorción de la energía electromagnética por parte de las moléculas de agua aumenta progresivamente a partir de los 460 nm, primero lentamente y más rápidamente cuanto mayor es la longitud de onda, con dos puntos de inflexión muy claros que se corresponden con 600 nm (límite verde-rojo) y, sobre todo, 740 nm (límite rojo-infrarrojo cercano).
- La dispersión, debida fundamentalmente a partículas de diámetro mucho mayor que la longitud de onda de la energía electromagnética, es mucho más independiente de la longitud de onda que la absorción. En el agua pura presenta valores muy bajos en todo el espectro (nótese el cambio de escala en el gráfico), aunque hay una ligera tendencia a disminuir a medida que aumenta la longitud de onda y se puede considerar prácticamente inexistente a partir de los 580 nm.

En consecuencia, el coeficiente de atenuación en el agua pura es mínimo en una única ventana situada en torno a los 460-480 nm, en la que la longitud de atenuación supera los 200 metros. Es sólo esta radiación de onda corta, correspondiente con la luz azul-verde, la que consigue penetrar a una cierta profundidad en el agua pura y es precisamente por ello que las masas de agua pura presentan un color turquesa, característico de las aguas oceánicas infértiles, no sujetas a la llegada de material de origen terrestre. La energía electromagnética de mayor longitud de onda penetra muy poco en las masas de agua: menos de cinco metros la luz roja y menos de un metro la energía infrarroja.

La mayor parte de la energía electromagnética que llega a las aguas naturales y en las que se basa la teledetección procede del sol y de la atmósfera. En un día soleado, cada metro cuadrado de la superficie del océano puede ser irradiado por un kilowatio de energía solar. Aproximadamente el 95% de esta energía penetra en el agua y es absorbida a una determinada profundidad. Casi la mitad de la energía irradiada sobre el agua es infrarroja, que es absorbida en el primer metro de la masa de agua. Casi un quinto de la energía es ultravioleta, que puede penetrar más profundamente en la masa de agua si ésta es pura, pero normalmente, en las aguas naturales, se ve absorbida por la presencia de sustancia amarilla, como veremos. Afortunadamente, el máximo de emisión solar no se encuentra muy alejado de los 480 nm, la longitud de onda para la que las aguas marinas son más transparentes. La luz azul-verde, que representa aproximadamente una décima parte de la energía solar que incide sobre el océano es la que penetra más profundamente, permitiendo la visibilidad y la fotosíntesis en las aguas oceánicas.

Como consecuencia, la *signatura espectral del agua pura* se caracteriza por presentar bajos valores de reflectividad a lo largo de todo el espectro, aunque se observa una disminución del porcentaje de energía reflejada a medida que aumenta la longitud de onda (efecto fundamentalmente del brusco aumento de la absorción en las longitudes de onda largas), como puede observarse en el siguiente gráfico, adaptado de Han (Han 1997).

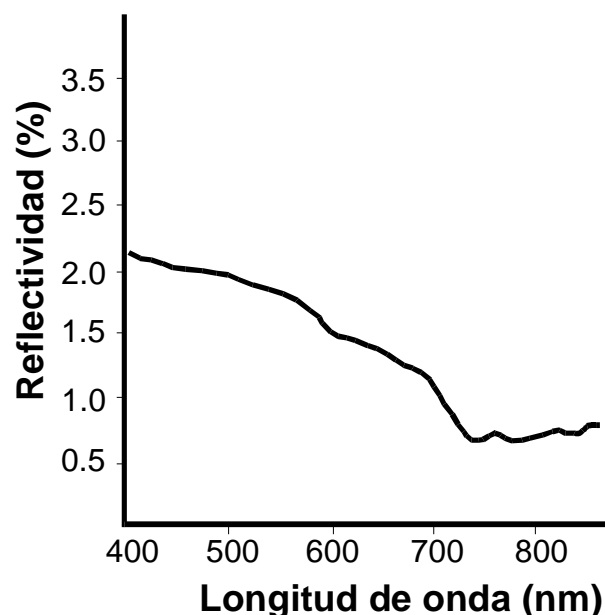


Figura 2.2.1.2. Signatura espectral del agua pura (modificado de Han 1997).

En las aguas naturales, esta signatura espectral se ve modificada por la presencia de diferentes elementos y materiales en disolución y en suspensión que interactúan de diversas formas con la energía electromagnética. Los principales materiales que se encuentran en disolución o suspensión en las aguas naturales y los efectos que provocan en la respuesta espectral de la masa de agua son objeto de los siguientes apartados.

2.2.2. Materiales presentes en las aguas oceánicas

En las aguas oceánicas están presentes diversos elementos que se encuentran en disolución o en suspensión y que afectan a sus cualidades ópticas. Aunque a veces es difícil establecer el límite entre el material que está en suspensión y el que se encuentra verdaderamente en disolución, en general se suele considerar como material en suspensión todas aquellas partículas de diverso tipo cuyo diámetro es superior a 0.45 micras (que es el tamaño del poro del filtro que se utiliza para cuantificarlo).

2.2.2.1. Material en disolución

Los elementos que se suelen encontrar en disolución en los océanos son sales, gases y materia orgánica.

La constante presencia de **sales** disueltas es la principal característica de las aguas marinas frente a las aguas continentales (aunque éstas últimas también pueden contenerlas). La salinidad de las aguas oceánicas se puede considerar prácticamente estable, ya que varía en un rango muy pequeño (entre 32 y 37.5 por mil en peso, es decir, entre 32 y 37.5 kg. de mineral disuelto por metro cúbico de agua), y también es prácticamente constante la proporción relativa de los diferentes iones disueltos. La excepción son las pequeñas variaciones que se han detectado en las proporciones de calcio, bicarbonato y magnesio, debidas a su uso en la construcción de esqueletos de los animales marinos y a que pueden redisolverse en el agua cuando los organismos mueren.

La solubilidad de los **gases** en el agua depende de la temperatura, salinidad y presión de la masa de agua: disminuye a medida que aumenta la temperatura y la salinidad y aumenta al aumentar la presión. Los gases más abundantes en las masas de agua, al igual que en la atmósfera, son (por orden) oxígeno, nitrógeno y dióxido de carbono. Las aguas naturales están integradas en los ciclos del carbono, nitrógeno y oxígeno, por lo que estos elementos se encuentran en diferentes combinaciones químicas en las diferentes

masas de agua. La proporción de oxígeno en las aguas naturales suele ser doble que la de nitrógeno, mientras que la de dióxido de carbono suele ser insignificante, pese a que su solubilidad en el agua marina es mucho mayor que la del oxígeno o el nitrógeno. Ello es debido a la reactividad del dióxido de carbono en el agua, dando lugar a la formación de carbonatos y bicarbonatos. Las aguas superficiales de los océanos suelen estar supersaturadas de oxígeno, en parte debido a la liberación de oxígeno durante la fotosíntesis, pero fundamentalmente como resultado de las burbujas de aire que quedan atrapadas en la masa de agua por el oleaje y que son incluidas en la columna de agua, donde parte del oxígeno que contienen se ve disuelto en el agua como resultado de la creciente presión hidrostática.

Por último, entre el material que aparece en disolución en las aguas naturales hay que mencionar la **materia orgánica** (DOM, *dissolved organic matter*), también llamada materia orgánica coloreada (CDOM, *coloured dissolved organic matter*) o *gilvin* (Domínguez Gómez et al. 2011), producto de la cadena trófica en los ecosistemas acuáticos. El fitoplancton consume nutrientes que toma de las aguas en que vive y, en presencia de luz solar, sintetiza esos nutrientes para convertirlos en materia orgánica a través del proceso de producción primaria. Por su parte, el zooplancton se alimenta de fitoplancton y como consecuencia de su actividad biológica y de su mortalidad, genera materia orgánica secundaria. Por su parte, el bacterioplancton descompone esta materia orgánica (primaria y secundaria) y como consecuencia de estos primeros niveles de la cadena trófica acuática se produce la materia orgánica en disolución. Cuando las células de fito y zooplancton se descomponen en el interior de la masa de agua, la materia orgánica sufre una transformación química en un periodo de tiempo que oscila entre días y semanas, hasta convertirse en dióxido de carbono y compuestos inorgánicos de nitrógeno, azufre y fósforo. Más del 80 % de los productos de descomposición del plancton se convierte finalmente, en condiciones aeróbicas, en CO₂, CH₄, NH₃ y agua. El resto de los productos de descomposición son polímeros complejos llamados normalmente humus acuático. Estas sustancias húmicas incluyen una fracción soluble y otra insoluble, similares en cuanto a su composición química pero diferentes en cuanto a peso molecular; la fracción insoluble se denomina humin y está formada por partículas en suspensión de diverso tamaño; la fracción soluble, por su parte, es carbono orgánico en forma de ácidos húmico y fúlvico. La parte disuelta es la que se denomina materia orgánica en disolución y se mide normalmente en gramos de carbono por metro cúbico de agua (gr/m³), ya que en general el carbono constituye la mitad del peso de la materia orgánica en disolución. Siguiendo a Bukata et al (1995), el proceso de formación de la materia orgánica en disolución en las aguas naturales quedaría representado por el diagrama de flujo que aparece en la figura 2.2.2.1.

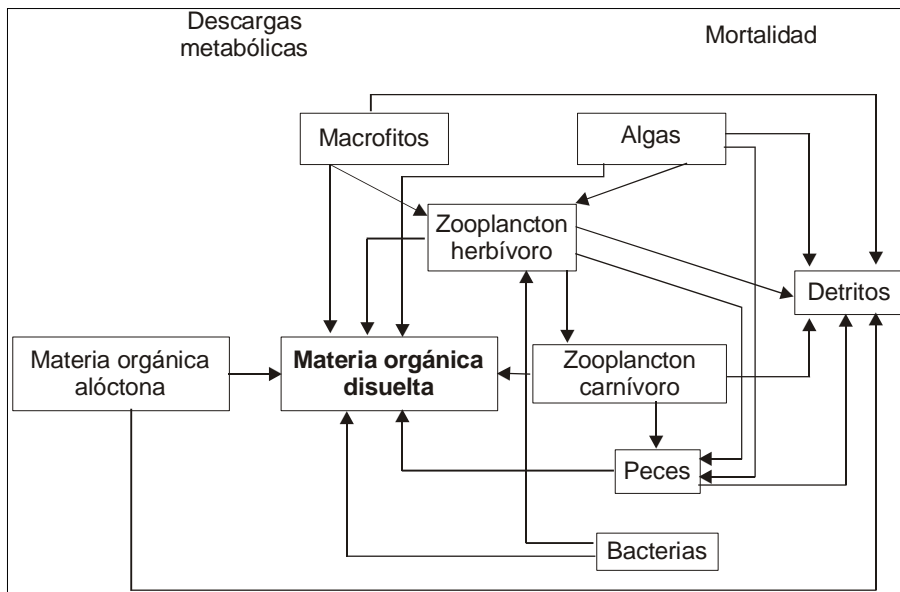


Figura 2.2.2.1.1. Diagrama de flujo de la formación de materia orgánica disuelta en las aguas naturales (Bukata et al. 1995).

Además de la formación de materia orgánica en disolución *in situ*, las masas de agua naturales también la reciben de los aportes de agua procedentes de la escorrentía superficial. El primer tipo (formada *in situ*) recibe el nombre de materia orgánica en disolución autóctona, y el segundo se conoce como materia orgánica en disolución alóctona.

La presencia de materia orgánica en disolución, ya sea de origen autóctono o alóctono, se manifiesta en las masas de agua naturales (cuando no está enmascarada por la presencia de material en suspensión) confiriéndole un color amarillento, por lo que a menudo se denomina a la parte disuelta del humus acuático sustancia amarilla o *gelbstoff*.

En las aguas oceánicas la sustancia amarilla es totalmente autóctona (procede únicamente de la descomposición del fito y zooplancton *in situ*) y sus niveles suelen ser bajos (como media, entre 0'001 y 0'005 gramos de carbono por m³) dada la reducida cantidad de nutrientes que está disponible en condiciones normales. Sin embargo, en las aguas interiores y litorales coexiste sustancia amarilla autóctona y alóctona y ambas suelen estar presentes en mayor cantidad, aunque de forma muy variable en función del estado trófico y demás características de la masa de agua (desde 1 hasta 25 gramos de carbono por m³).

2.2.2.2. Material en suspensión

Todas las aguas naturales contienen una cierta cantidad de materia orgánica e inorgánica en suspensión que recibe el nombre colectivo de **seston**. En realidad, como ya se ha mencionado anteriormente, la distinción entre lo que es material realmente en suspensión y en disolución en el agua es en algunos casos puramente artificial; el procedimiento utilizado normalmente para distinguirlos consiste en filtrar el agua por una membrana con poros de 0.45 μm , de manera que los materiales que pasan el filtro se considera que están disueltos y los que quedan en él se consideran en suspensión. Este procedimiento suele dar resultados satisfactorios, pero en algunos casos la separación es totalmente artificial.

El seston es muy diverso tanto en su origen como en su composición, aunque se puede clasificar en dos grandes grupos bien diferenciados según sea materia orgánica o inorgánica.

La materia de **origen orgánico** que se encuentra en suspensión en los océanos incluye fundamentalmente plancton y detritos (productos residuales de la descomposición del fito y zooplancton, las plantas macrofitas y los animales marinos, así como sus excrementos). Gran parte de las partículas de **detritos** tiene un tamaño superior a 100 μm y se hunden rápidamente.

El **plancton** está formado por todos aquellos organismos vivos que son arrastrados a la deriva en la masa de agua, ya que ellos no pueden nadar contra las corrientes que se producen en ella. El peso específico de los organismos planctónicos es muy similar al del agua, por lo que se puede considerar que flotan en la columna de agua y se desplazan de acuerdo con las corrientes ambientales. El plancton incluye organismos vegetales (fitoplancton) y animales (zooplancton) principalmente y, en menor medida, también bacterias y hongos.

El **fitoplancton** son plantas diminutas que viven suspendidas en la masa de agua y son arrastradas por sus corrientes superficiales. De ellas dependen para su supervivencia muchos otros seres vivos, ya que son la base de las cadenas tróficas acuáticas. Para poder sobrevivir, el fitoplancton debe flotar en las capas superiores de la masa de agua para obtener la luz suficiente que le permita realizar la fotosíntesis; para conseguirlo, el tamaño de cada organismo es muy pequeño de manera que su superficie es muy grande en relación con su volumen, lo cual aumenta la fricción con el agua que lo rodea y le ayuda a

mantenerse a flote. Su pequeño tamaño y gran superficie en relación con su volumen le proporciona otras ventajas, como facilitar la absorción de nutrientes minerales de las aguas que los rodean, proceso que se realiza a través de sus membranas superficiales.

Aunque cada uno de los organismos individuales que componen el fitoplancton es muy pequeño, en determinadas zonas en que las condiciones son muy favorables la producción de fitoplancton puede ser muy elevada. Los principales factores que afectan a la producción de fitoplancton son la temperatura y salinidad de la masa de agua, el aporte de luz solar y fundamentalmente la disponibilidad de nutrientes.

La temperatura afecta al ritmo de crecimiento y de reproducción del fitoplancton, que en general se ralentiza cuando desciende la temperatura. Por otra parte, las temperaturas elevadas, al reducir la viscosidad y densidad del agua, dificultan la flotabilidad del plancton, que no puede mantenerse en las capas superiores de la masa de agua, efecto que también se produce al disminuir la salinidad.

Pero el factor más determinante que afecta al ritmo de reproducción y crecimiento del fitoplancton es la disponibilidad de nutrientes en el agua. La concentración de nutrientes en las aguas oceánicas es normalmente muy reducida, pero su presencia es determinante para la existencia del fitoplancton. Siguiendo a King (King 1975), los principales nutrientes que se encuentran en los océanos y sus concentraciones medias son:

Elemento	Partes por millón
Fósforo	0.001-0.10
Nitrógeno (no se incluye el gas disuelto)	0.010-0.70
Silicio	0.020-4.00
Cobre	0.001-0.01
Hierro	0.002-0.02

Para poder ser usados por el fitoplancton, los nutrientes deben estar en las capas más superficiales de la masa de agua, donde llega la luz solar que le permite realizar la fotosíntesis. Por esta razón, las aguas más fértiles son aquellas en las que el aporte de nutrientes es continuo en superficie a partir de las reservas que existen en profundidad, de donde no pueden ser usadas directamente por el fitoplancton.

El ritmo de reemplazamiento de los nutrientes en superficie determina el grado de fertilidad de las aguas: los desiertos son áreas en que los nutrientes, una vez usados, no

son repuestos, mientras que las aguas más fértiles son aquellas donde los cambios de temperatura y la acción del viento producen una renovación constante de las aguas superficiales desde el fondo, llevando a la superficie los nutrientes procedentes de la descomposición de la materia orgánica que han descendido por la acción de la gravedad.

Cualquier proceso que remueva el agua favorece el ascenso de nutrientes a la superficie. Los cambios de temperatura afectan al aporte de nutrientes: al calentarse el agua disminuye su densidad y la estratificación se hace más estable, impidiendo la mezcla de aguas de diferentes profundidades; sin embargo, el enfriamiento de las aguas superficiales aumenta su densidad y las hace hundirse y ser reemplazadas por aguas inicialmente más profundas, favoreciendo la renovación de las reservas de nutrientes en superficie.

Por su parte, el viento agita las aguas y permite que los nutrientes situados en fondos poco profundos suban a la superficie. Las zonas afectadas por vientos de dirección muy constante suelen ser zonas de *upwelling* (subida de aguas profundas para rellenar el vacío dejado por las aguas superficiales arrastradas por el viento), muy ricas en nutrientes. Estas zonas son muy fértiles y, al disponer de un aporte constante de nutrientes, las variaciones en la producción de fitoplancton vienen determinadas más por los cambios de temperatura que afectan al ritmo de crecimiento y reproducción, mostrando las poblaciones de fitoplancton ciclos estacionales muy marcados.

Todos estos factores determinan una gran irregularidad en la distribución espacial del fitoplancton, con zonas de gran productividad y otras prácticamente desiertas. Sobre esta irregularidad espacial se superponen las diferencias estacionales ya mencionadas, que dan lugar a una gran variedad tanto en abundancia de fitoplancton como en la composición de las poblaciones.

En cuanto a la distribución del fitoplancton en profundidad, viene determinada fundamentalmente por el aporte de luz solar, lo que a su vez depende de la transparencia de las aguas, de la cantidad de luz solar incidente y de su ángulo de incidencia (estos dos últimos factores determinados por la latitud). El fitoplancton se encuentra siempre en profundidades en las que se puede realizar la fotosíntesis; su límite inferior se conoce como *profundidad de compensación*, que se alcanza cuando la fotosíntesis se iguala con la respiración. La zona por encima de esta profundidad de compensación, donde puede realizarse la fotosíntesis, se denomina *zona eufótica*, y su espesor varía desde menos de 20 metros en las aguas más turbias de latitudes medias y altas hasta más de 200 en las

aguas transparentes de latitudes bajas. Como resultado, la localización en profundidad de las colonias de fitoplancton sufre una cierta variación, tanto en el espacio como en el tiempo en las aguas interiores y en las oceánicas.

Dependiendo de los pigmentos que predominan en sus células, el fitoplancton se clasifica en una serie de grupos:

- algas verdes o clorofitas (verde oscuro)
- algas rojas o rodofitas (rojo oscuro)
- algas verde-azules o cianofitas (verde oliva, amarillo, rosa, violeta o marrón)
- dinoflagelados (rojizas), y
- diatomeas (parduzcas), entre otros.

Las masas de agua naturales suelen presentar gran cantidad de especies de fitoplancton. En las aguas interiores se encuentran diatomeas, clorofitas y cianofitas. Las algas rojas (rodofitas), por su parte, son exclusivas y dominantes en el fitoplancton de las aguas oceánicas.

El **zooplancton** compone el siguiente eslabón en la cadena trófica acuática. Aunque siguen siendo organismos muy pequeños, sin posibilidad de realizar movimientos voluntarios, presentan una variedad aún mayor que el fitoplancton. Incluso hay organismos que pertenecen al zooplancton sólo de manera temporal, correspondiendo al estado larvario de especies que posteriormente tendrán la capacidad de desplazarse en el interior de la masa de agua.

Al ser depredadores de fitoplancton y detritos, el zooplancton es un elemento más del estado trófico de las aguas naturales, y como tal, está en equilibrio dinámico con los otros componentes de la cadena trófica oceánica. Así, siempre que no haya factores que produzcan una interrupción desfavorable de la cadena trófica, las aguas más productivas en fitoplancton son también las que presentan mayor concentración de zooplancton. Dependiendo del estado trófico de la masa de agua, las concentraciones de zooplancton pueden alcanzar fácilmente varios cientos de miles de organismos por metro cúbico de agua, con tamaños que varían desde 30 micras a más de 2 milímetros.

La distribución espacial del zooplancton está controlada por las corrientes, estructura térmica, la presencia y concentración de nutrientes, la presencia de especies planctívoras y las exigencias particulares de cada especie. Las diferentes especies de

zooplancton requieren condiciones específicas de salinidad y temperatura para su crecimiento y reproducción, por lo que a veces, son indicadores excelentes de las características de la masa de agua en la que viven.

Por su parte, la **materia inorgánica** que se encuentra en suspensión en las aguas naturales tiene un origen muy diverso: partículas minerales de origen terrestre, polvo y cenizas volcánicas arrastradas por el viento que se depositan sobre los océanos (gran parte de este material también se hunde rápidamente hacia el lecho marino, pero algunas partículas son lo suficientemente pequeñas para contribuir al seston), partículas procedentes de reacciones químicas realizadas in situ y partículas de origen antrópico (tanto arrastradas por la escorrentía superficial como directamente vertidas a la masa de agua marina).

Las partículas minerales de origen terrestre que se encuentran en las masas de agua oceánicas son consecuencia de las descargas de los ríos, la erosión costera y el transporte atmosférico, y se caracterizan fundamentalmente por su diversidad en composición, forma y tamaño. Aproximadamente el 90% de la fracción más gruesa de las partículas terrestres se localiza en la zona más cercana a la costa, de manera que en las aguas oceánicas es raro encontrar material terrígeno con diámetro superior a una micra. En las aguas costeras, las partículas más gruesas se mantienen en suspensión ayudadas por la turbulencia en la columna de agua que acompaña a su movimientos (oleaje, mareas...), que contrarresta su tendencia natural a depositarse en el fondo. La composición de estas partículas es muy variada, aunque en su mayor parte incluyen silicio, hierro y aluminio, generalmente en forma de óxidos.

Todos estos materiales, que pueden estar presentes en mayor o menor medida en las aguas oceánicas, modifican las propiedades absorbentes y dispersantes del agua. El efecto que producen sobre la signatura espectral del agua es objeto del siguiente apartado.

2.2.3. Efecto óptico de los materiales presentes en las aguas oceánicas

Los diferentes materiales presentes en disolución o en suspensión en las aguas oceánicas modifican la respuesta espectral del agua a través de sus propiedades absorbentes y dispersantes de la energía electromagnética.

Las **sales** que se encuentran en disolución en el agua marina absorben de manera significativa la energía electromagnética, pero al afectar fundamentalmente a longitudes de onda inferiores a 300 nanómetros, en la región del ultravioleta, este proceso no modifica de manera notable la respuesta espectral del agua en el espectro óptico. También incrementan considerablemente la absorción a longitudes de onda largas ($\lambda \geq 0.1$ m), debido a la conductividad que le confieren al agua (Domínguez Gómez et al. 2011), pero esa región se encuentra también fuera del espectro óptico.

Por su parte, la dispersión de la energía electromagnética que provocan las sales disueltas en las aguas oceánicas presenta la misma dependencia de la longitud de onda que la dispersión producida por el agua pura; el efecto de las sales en este sentido es considerable, ya que son responsables de entre el 20 y el 30 % de la dispersión total que se produce en las aguas oceánicas. De todas formas, ya se ha comentado que la dispersión que se produce en las aguas oceánicas es insignificante en relación con la absorción, que es el proceso responsable de la mayor parte del coeficiente de atenuación total.

De entre todos los **gases** que se encuentran en disolución en las aguas oceánicas, solamente el oxígeno presenta cualidades absorbentes de la energía electromagnética de longitud de onda visible. Sin embargo, ni siquiera en las aguas más ricas en oxígeno del planeta, la concentración de este gas es suficiente para afectar de manera significativa el coeficiente de atenuación total de las aguas oceánicas en el espectro óptico.

Aunque los gases disueltos en las aguas naturales no dispersan la energía electromagnética, sí lo hacen las burbujas de aire que pueden quedar atrapadas en las capas superiores de la columna de agua. De hecho, pueden llegar a alterar de forma significativa la distribución de la energía electromagnética en la masa de agua, provocando por una parte una reducción de la radiación que penetra en la masa de agua y por otra un aumento de la radiación retrodispersada hacia la superficie.

Por su parte, la **materia orgánica** que se encuentra disuelta en las aguas oceánicas no produce dispersión de la energía electromagnética, aunque aumenta de manera significativa la absorción. En contraste con el agua pura, la materia orgánica en disolución presenta una fuerte absorción en la longitud de onda azul, que va reduciéndose rápidamente al aumentar la longitud de onda (ver figura 2.2.3.1).

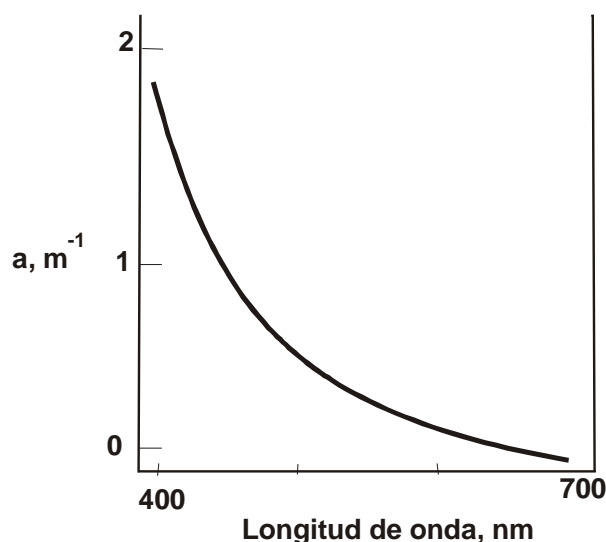


Figura 2.2.3.1. Espectro de absorción de la materia orgánica en disolución. (Robinson 1985).

La materia orgánica disuelta se conoce también con el nombre de sustancia amarilla o *gelbstoff*, ya que cuando está presente en el agua la menor absorción (y por tanto la mayor reflexión) se produce en la longitud de onda del amarillo (verde-rojo), adquiriendo la masa de agua un color pardo-amarillento. La presencia de sustancia amarilla no asociada a la productividad local de fitoplancton puede derivarse del drenaje superficial y se encuentra en grandes cantidades en mares cerrados como el Báltico (Robinson 1985). Si la sustancia amarilla se puede detectar desde el espacio, puede servir como un indicador de la presencia de plumas de descarga de ríos y de la dispersión de los aportes de agua dulce en el mar.

El **fitoplancton** presente en las aguas naturales influye de manera decisiva en su respuesta espectral. Las células de fitoplancton contienen pigmentos que son los encargados de realizar la fotosíntesis, que utiliza la energía solar como fuente de energía. Por ello, los pigmentos absorben de manera significativa la energía electromagnética procedente del sol que penetra en la masa de agua, en determinadas longitudes de onda. Hay tres tipos de pigmentos fotosintéticos en el fitoplancton: clorofilas, carotenos y pigmentos ficobilínicos. Las clorofilas y los carotenos están presentes en todas las especies de fitoplancton, mientras que las ficobilinas se encuentran solamente en las algas verde-azules y los dinoflagelados.

Las clorofilas son pigmentos verdes que contienen un anillo de porfirinas, formando una molécula estable alrededor de la cual los electrones se mueven libremente. Por ello, el anillo puede ganar o perder electrones fácilmente, y puede proporcionárselos a otras

moléculas, proceso mediante el cual la clorofila captura la energía solar para la fotosíntesis. Existen distintos tipos de pigmentos clorofílicos, diferentes químicamente y conocidos como clorofila a, b y c.

La clorofila a es la más importante, ya que es la molécula fundamental en la fotosíntesis, que cede sus electrones cargados de energía a las moléculas encargadas de fabricar azúcares. Todas las plantas que realizan la fotosíntesis y por tanto todas las algas contienen clorofila a. La clorofila b aparece sólo en las algas verdes, mientras que la clorofila c se encuentra sólo en los dinoflagelados.

Los carotenoides son pigmentos de color rojo, naranja o amarillo, formados por dos anillos de carbono unidos por una cadena de átomos de carbono. No son solubles en agua, por lo que se encuentran incorporados en las membranas celulares de las plantas. Los carotenos no pueden incorporar la energía solar directamente al proceso de la fotosíntesis, por lo que ceden la energía que absorben a las clorofilas. Por ello se les considera *pigmentos secundarios*. De entre todos los carotenos, el predominante en el fitoplancton es el beta-caroteno.

Los pigmentos ficobilínicos son solubles en agua y por ello se encuentran en el citoplasma de las células de fitoplancton. Solamente se encuentran en las cianofitas y las rodofitas. Los dos tipos de ficobilinas más frecuentes son la ficocianina y la ficoeritrina.

Cada uno de estos pigmentos absorbe energía electromagnética de diferentes longitudes de onda (ver figura 2.2.3.2):

- la clorofila a absorbe intensamente la energía electromagnética de longitud de onda azul (alrededor de 440 nanómetros, conocida como la banda de absorción de Soret para la clorofila a en vivo) y menos en la región del rojo (alrededor de 675 nm);
- la clorofila b absorbe la energía electromagnética de longitud de onda azul (ligeramente superior a la banda que absorbe la clorofila a) y roja (longitud de onda ligeramente inferior a la de la clorofila a);
- por su parte, los carotenos absorben fundamentalmente energía de la región espectral del azul-verde;
- dentro de las ficobilinas, la ficoeritrina absorbe fundamentalmente energía de longitud de onda verde-amarilla, y la ficocianina amarillo-roja.

Como resultado, las clorofilas presentan color verde, los carotenos naranja-rojizo y las ficobilinas rojo o azul.

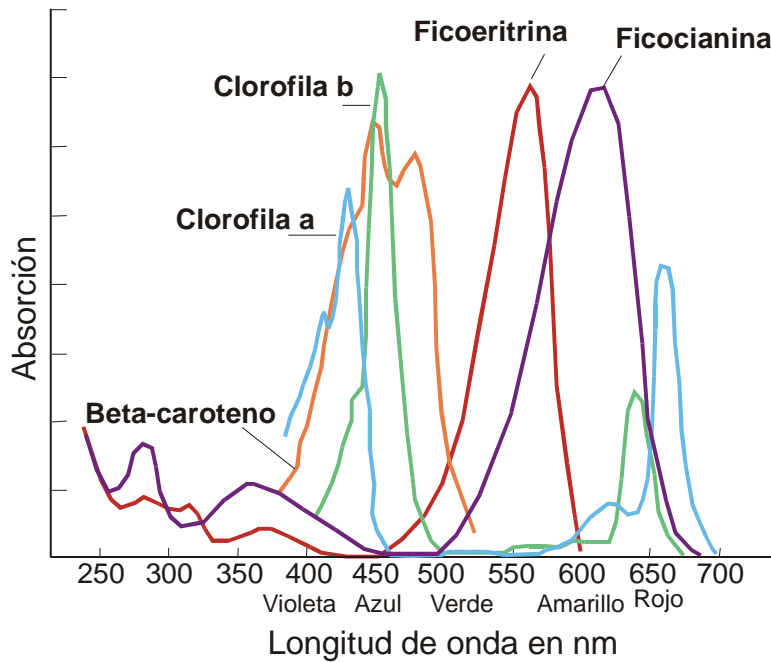


Figura 2.2.3.2. Espectro de absorción de los principales pigmentos fotosintéticos. (Cavallaro 2000)

Normalmente las poblaciones de fitoplancton están rodeadas de compuestos orgánicos disueltos que contienen feofitina, que a su vez presenta un espectro de absorción característico. Dentro de la población de fitoplancton, los restos de organismos muertos pueden contener material esquelético que contribuye a la dispersión de la energía electromagnética, y materia orgánica en descomposición que absorbe la luz. Por ello, el efecto que produce el fitoplancton en el agua es variado, dependiendo de la especie (diferentes especies presentan distintas proporciones de pigmentos) y la edad de la población.

En general, se considera que el **zooplancton** afecta muy poco a la respuesta espectral del agua que lo contiene, debido a su pequeña concentración en comparación con el fitoplancton, por lo que normalmente no se tiene en cuenta en los modelos de color del océano. Sin embargo, al alimentarse de fitoplancton, los pigmentos que éste contiene estarán presentes en el tracto digestivo de los animales, pudiendo modificar la respuesta espectral del agua aunque sea de forma poco importante, afectando a las mismas longitudes de onda que el fitoplancton.

La presencia de **materia inorgánica en suspensión** (sedimentos en suspensión) en el agua se traduce normalmente en un aumento de la reflectividad de la masa de agua en toda la región óptica del espectro electromagnético, existiendo en general una relación positiva entre concentración de sedimentos en suspensión y reflectividad (o radiancia) de la masa de agua. En general, la reflectividad de la masa de agua aumenta en todas las longitudes de onda del espectro óptico al aumentar la concentración de sedimentos en suspensión de forma lineal hasta una determinada concentración, a partir de la cual la reflectividad se mantiene prácticamente constante (figuras 2.2.3.3. y 2.2.3.4). Por ello algunos autores describen esta relación como logarítmica más que lineal (Munday & Alföldi 1979; Curran & Novo 1988).

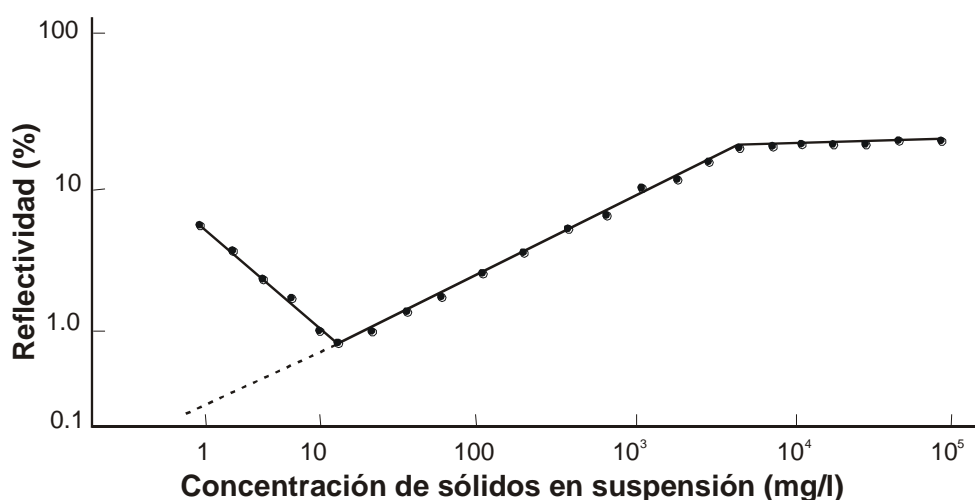


Figura 2.2.3.3: Resultados de experimentos en laboratorio sobre el efecto de la concentración de sedimentos en suspensión sobre la reflectividad de la luz roja. (Curran & Novo 1988). La reflectividad procedente del fondo influye en las aguas claras, hasta una concentración de sedimentos en suspensión de aproximadamente 10 mg/l.

También se ha comprobado que la longitud de onda en la que se produce la reflectividad máxima aumenta a medida que lo hace la concentración de sólidos en suspensión. Han y Rundquist (Han & Rundquist 1994) representaron la longitud de onda de máxima reflectividad frente a la concentración de sólidos en suspensión (figura 2.2.3.5). Como se ha indicado, la máxima reflectividad tiene lugar en las longitudes de onda más cortas del visible cuando la concentración de sólidos en suspensión es baja, y a mayores longitudes de onda al ir aumentando la concentración. Con cargas de sedimentos entre 50 y 200 mg/l, la reflectividad máxima tiene lugar alrededor de los 575 nm, mientras que a partir de 250 mg/l de sólidos en suspensión la máxima reflectividad se traslada a 675 nm y a partir de ahí el aumento de la longitud de onda con la carga de sedimentos es casi imperceptible.

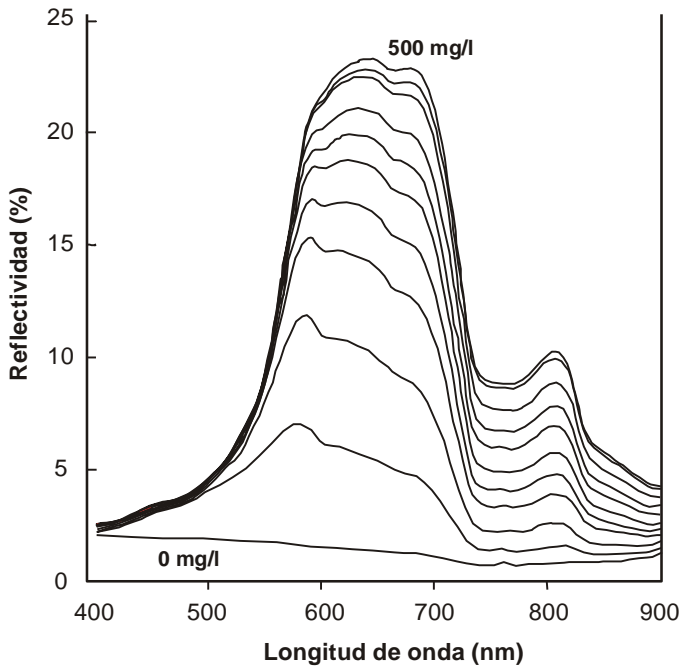


Figura 2.2.3.4: Relación entre concentración de sólidos en suspensión y reflectividad de la masa de agua (simplificado de Han 1997).

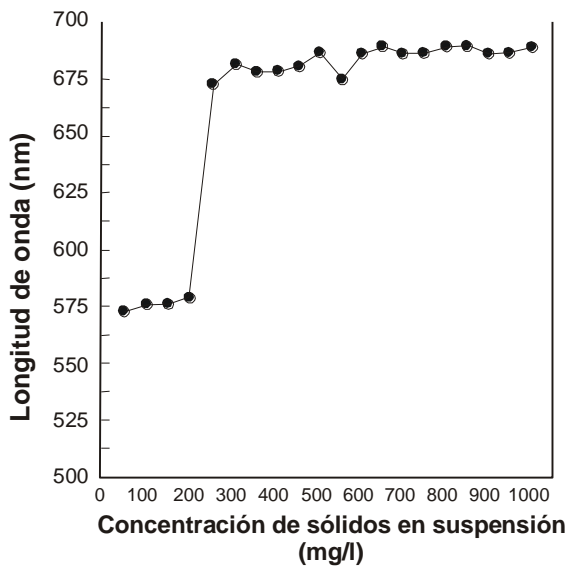


Figura 2.2.3.5. Longitud de onda en que se produce la máxima reflectividad con diferentes concentraciones de sólidos en suspensión (simplificado de Han & Rundquist 1994).

En cualquier caso, el efecto de la materia inorgánica en suspensión sobre la reflectividad de la masa de agua se ve afectado también, de forma muy importante, por factores como el tamaño del grano, su composición mineralógica y su color, por lo que en ocasiones resulta muy difícil extraer información sobre concentración de sedimentos en suspensión en la masa de agua a partir de los datos de radiancia. De hecho, determinados estudios realizados en laboratorio concluyen que el tamaño del grano es el factor más determinante en la respuesta espectral del agua cargada con sólidos en suspensión, seguido de la composición mineral de los sedimentos (Choubey & Subramanian 1991). En determinados casos, se ha observado incluso una reducción de la reflectividad del agua cuando la concentración de sedimentos supera un determinado umbral, diferente para cada tipo de sedimentos (entre 90 y 140 mg/l) (Choubey 1998). De la misma forma, Novo y sus

colaboradores (Novo et al. 1989) concluyeron que la composición del sedimento influye en la correlación de la concentración de sedimentos en suspensión con la reflectividad de la masa de agua, y que esa influencia es mayor cuanto menor es la longitud de onda.

Aunque para su estudio resulta más cómodo analizar el efecto de cada uno de los materiales presentes en las aguas naturales por separado, en la realidad en las aguas oceánicas y litorales se pueden encontrar a la vez todos los elementos mencionados (y algunos otros) en diferentes proporciones, lo que implica una gran complejidad óptica y una gran dificultad para predecir el comportamiento espectral de las masas de agua naturales. Del efecto óptico conjunto de todos estos elementos presentes en las aguas naturales se ocupa el siguiente apartado.

2.2.4. Efecto óptico acumulado de los materiales presentes en las aguas oceánicas

La energía electromagnética procedente de una masa de agua que llega al sensor es una consecuencia directa de la absorción y dispersión selectivas y acumuladas que producen los variados materiales orgánicos e inorgánicos que se encuentran en las aguas naturales.

Construir un único modelo óptico del comportamiento espectral de las aguas naturales en el que se incluyan todos estos materiales, con sus coeficientes específicos de absorción² y dispersión es un objetivo claramente inalcanzable. Es más razonable y alcanzable construir un modelo tras reducir la gran variedad de materiales que pueden estar presentes en el agua a un número más pequeño y manejable, teniendo en cuenta en este modelo reducido básicamente los pigmentos fotosintéticos (clorofilas, carotenos y ficobilinas), las partículas inorgánicas en suspensión y la materia orgánica en disolución. Esta simplificación de las aportaciones al comportamiento espectral del agua es fundamental para reducir el problema a dimensiones abordables y al mismo tiempo incluye en el modelo los elementos que más influyen en la respuesta espectral del agua y que más interés presentan desde una perspectiva medioambiental.

El modelo bio-óptico ideal para una masa de agua tiene que tener en cuenta los coeficientes de absorción y dispersión específicos de cada uno de los componentes

² Coeficiente específico de absorción (dispersión): cantidad específica de absorción (dispersión), en función de la longitud de onda, que se puede atribuir a cada unidad de concentración de un determinado componente orgánico o inorgánico de una masa de agua natural.

“ópticamente activos” de la masa de agua, sean orgánicos o inorgánicos y se encuentren en suspensión o en disolución.

Incluso restringiendo el modelo a los cuatro componentes más básicos (agua pura, clorofila a, sólidos en suspensión y materia orgánica en disolución), el resultado es tan complejo que se plantean muchas dificultades a la hora de calcular la concentración de un determinado elemento a partir de la respuesta espectral del agua que lo contiene. Veamos algunos ejemplos del efecto óptico acumulado de estos tres materiales presentes en las aguas naturales, siguiendo a Bukata y sus colaboradores (Bukata et al. 1995).

Empezaremos por un modelo sencillo, con sólo dos componentes: agua pura y clorofila a. La figura 2.2.4.1 muestra el espectro de reflectividad característico de una masa de agua con diferentes concentraciones de clorofila a (entre 0 y 20 microgramos por litro) en la que no se encuentran sólidos en suspensión ni materia orgánica en disolución.

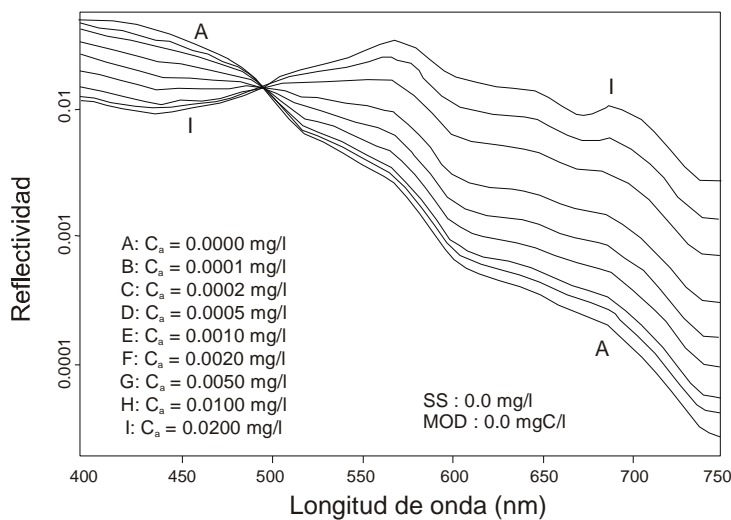


Figura 2.2.4.1. Reflectividad espectral de una masa de agua con diferentes concentraciones de clorofila a (Bukata et al. 1995).

Cuando la masa de agua no contiene clorofila a (A), la reflectividad máxima se produce en la longitud de onda azul, con un descenso progresivo hacia longitudes de onda mayores, reduciéndose prácticamente a cero por encima de 700 nm. Al aumentar la concentración de clorofila a (sin que existan sólidos en suspensión ni materia orgánica en disolución), la reflectividad tiende a reducirse en la longitud de onda azul y aumentar en la zona verde y roja. Para concentraciones de clorofila a superiores a 2 microgramos por litro, la respuesta espectral de la masa de agua ya se caracteriza por presentar un mínimo evidente en el azul y un máximo en la longitud de onda verde. Del gráfico también se desprende que existe una longitud de onda ($\cong 497$ nm) en la que la reflectividad es

independiente de la concentración de clorofila; en cada caso, esto sucede en la longitud de onda para la que el valor de la ratio retrodispersión/absorción para la clorofila iguala al de la ratio retrodispersión/absorción del agua.

Al añadir una pequeña cantidad fija de sedimentos en suspensión a la masa de agua (0.10 mg/l), la reflectividad espectral cambia tal como se observa en la figura 2.2.4.2.

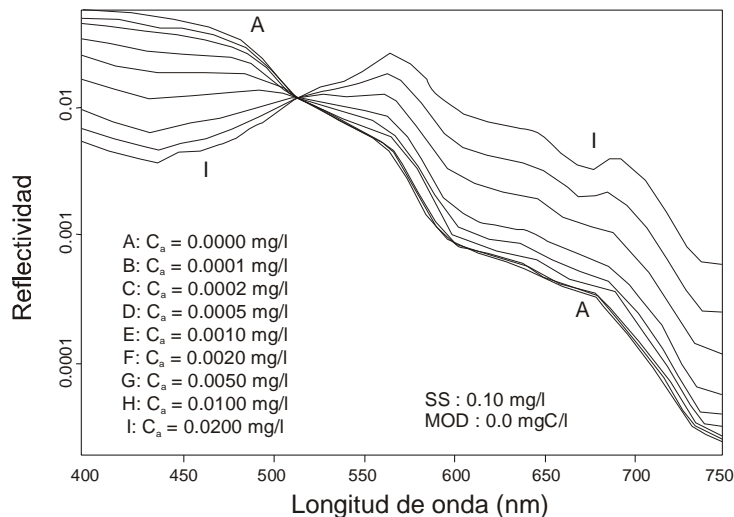


Figura 2.2.4.2. Reflectividad espectral de una masa de agua con diferentes concentraciones de clorofila a y 0.10 mg/l de sedimentos en suspensión (Bukata et al. 1995).

Ahora, la longitud de onda en la que se observa independencia de la reflectividad de la masa de agua con respecto a la concentración de clorofila a es mayor ($\cong 528$ nm).

El efecto de los sólidos en suspensión se hace dominante si se aumenta un poco más su concentración, como se observa en la figura 2.2.4.3., que muestra la signatura espectral de una masa de agua con 10 mg/l de SS y concentraciones variables de clorofila a. En ese caso, a partir de los 690 nm, la reflectividad de la masa de agua es totalmente independiente de la concentración de clorofila y es evidente que la concentración de SS domina la respuesta espectral. Por debajo de esa longitud de onda la dependencia de la reflectividad respecto a la concentración de clorofila a se hace menor, y como resultado las líneas aparecen más juntas. En conclusión, podemos decir que será más preciso y sencillo calcular la concentración de clorofila en aguas que no contienen sedimentos en suspensión que en aquellas en las que sí aparecen.

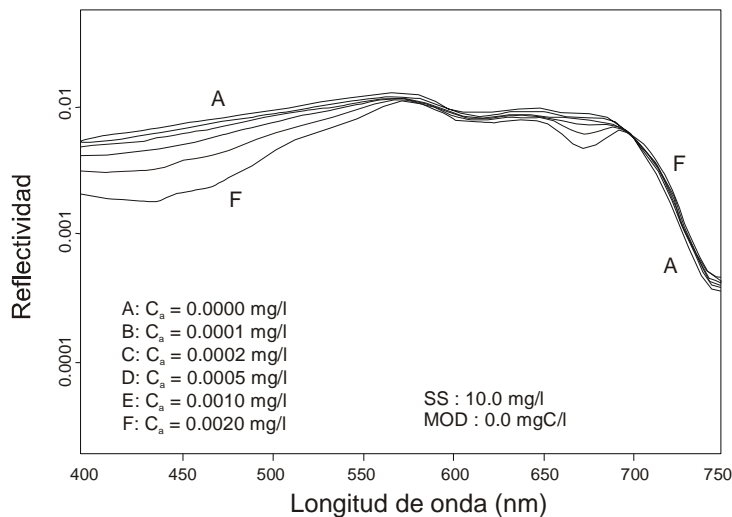


Figura 2.2.4.3. Reflectividad espectral de una masa de agua con 10 mg/l de sedimentos en suspensión y concentraciones variables de clorofila a (Bukata et al. 1995).

De forma similar, examinaremos ahora el efecto de la presencia conjunta de clorofila a y materia orgánica en disolución en la masa de agua. Cuando el agua contiene una cantidad fija de materia orgánica en disolución y varía la cantidad de clorofila a, la respuesta espectral de la masa de agua es la que aparece representada en las figuras 2.2.4.4 y 2.2.4.5 para dos concentraciones diferentes de sustancia amarilla.

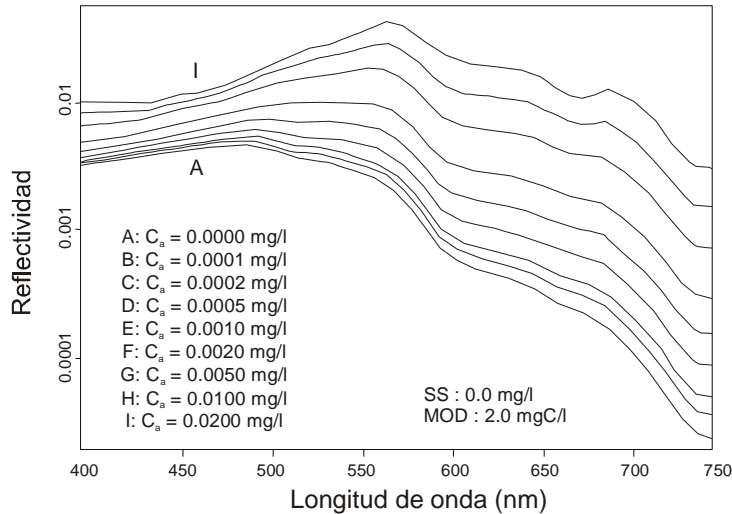


Figura 2.2.4.4. Reflectividad espectral de una masa de agua con 2 mg/l de materia orgánica en disolución y concentraciones variables de clorofila a (Bukata et al. 1995).

En ambos casos se observa que la presencia de materia orgánica en disolución disminuye la reflectividad de la masa de agua (comparar con la figura 2.2.4.1), especialmente en las longitudes de onda cortas y más cuanto mayor es su concentración. El agua mantiene un pico de reflectividad en el verde y otro en el rojo. Sin embargo, la presencia de materia orgánica en disolución no parece reducir el rango de variación de la reflectividad en relación con la concentración de clorofila a, ya que las líneas que representan agua con diferentes concentraciones de clorofila aparecen incluso más

separadas que cuando la clorofila a es el único componente ópticamente activo además del agua. Por tanto, la presencia conjunta de clorofila a y materia orgánica en disolución no parece ser un obstáculo importante para la cuantificación de la clorofila a partir de la respuesta espectral de una masa de agua, al menos si se conoce de forma aproximada la concentración de materia orgánica disuelta.

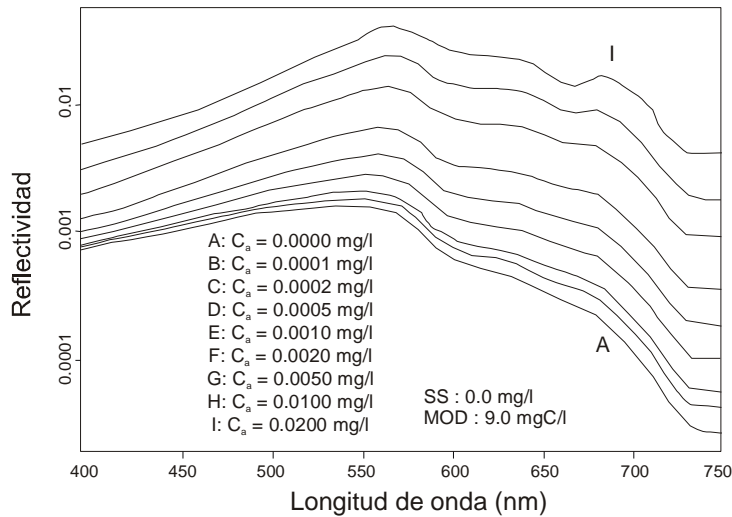


Figura 2.2.4.5. Reflectividad espectral de una masa de agua con 9 mg/l de materia orgánica en disolución y concentraciones variables de clorofila a (Bukata et al. 1995).

Centrándonos ahora en otro de los elementos del modelo, los sólidos en suspensión, la figura 2.2.4.6 muestra el espectro de reflectividad de una masa de agua con diferentes concentraciones de sólidos en suspensión, sin presencia de clorofila a ni materia orgánica en disolución.

El efecto de la presencia de sedimentos en suspensión en el agua es muy importante, e incluso pequeñas cantidades aumentan la reflectividad de la masa de agua de forma significativa, especialmente en longitudes de onda largas.

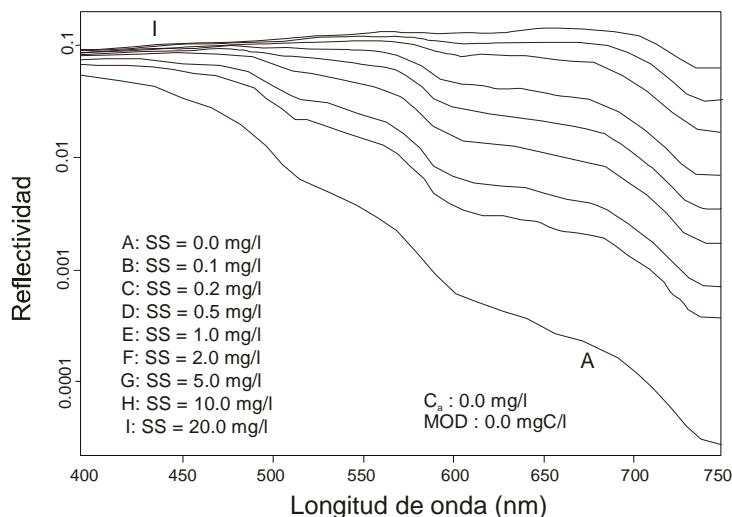


Figura 2.2.4.6. . Reflectividad espectral de una masa de agua con diferentes concentraciones de sólidos en suspensión (Bukata et al. 1995).

Si se añade materia orgánica en disolución a este modelo, el incremento de reflectividad consecuencia del aumento de la concentración de sedimentos se produce de forma más acusada y más rápidamente en las longitudes de onda rojas que en las azules debido al efecto de absorción de la luz azul propio de las sustancias amarillas (ver figuras 2.2.4.7 y 2.2.4.8). Es decir, la presencia de materia orgánica en disolución hace incluso más evidente el cambio de reflectividad ocasionado por una concentración creciente de sólidos en suspensión.

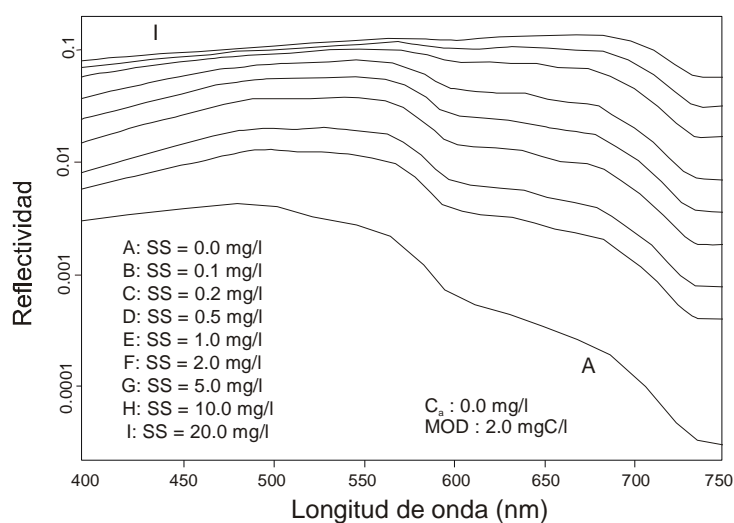


Figura 2.2.4.7. Reflectividad espectral de una masa de agua con 2 mg/l de materia orgánica en disolución y concentraciones variables de sólidos en suspensión (Bukata et al. 1995).

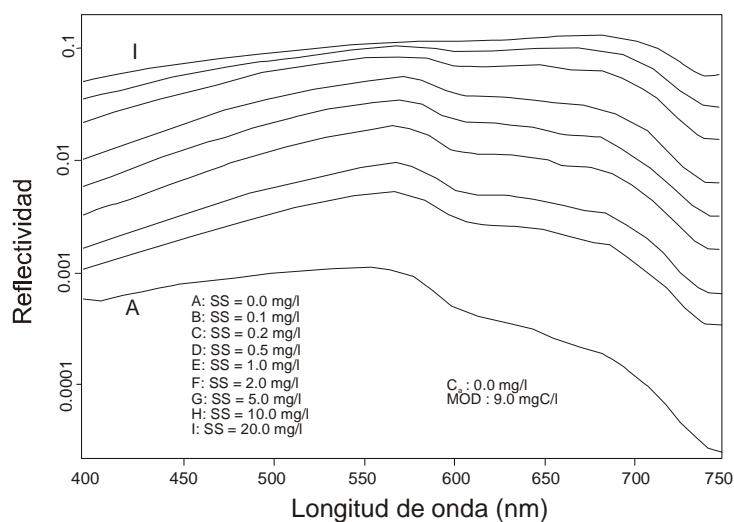
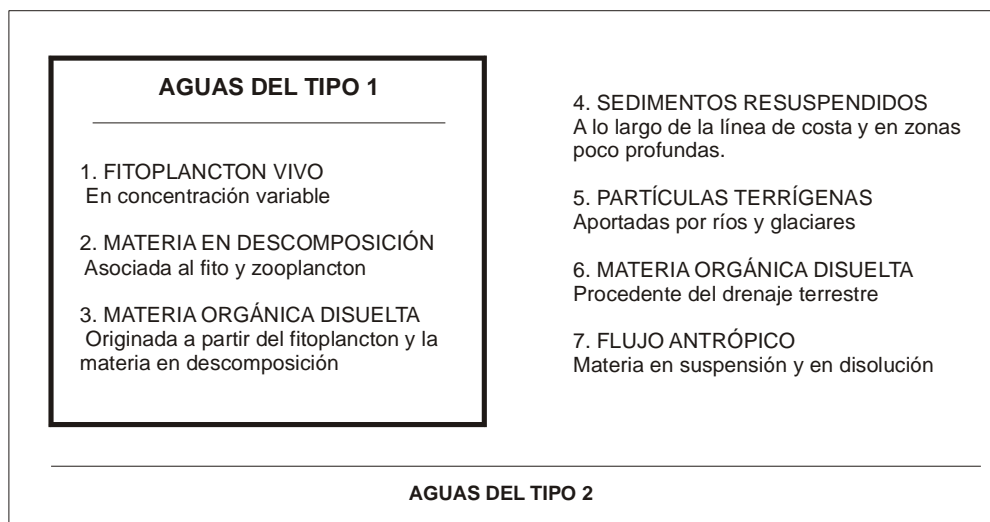


Figura 2.2.4.8. Reflectividad espectral de una masa de agua con 9 mg/l de materia orgánica en disolución y concentraciones variables de sólidos en suspensión (Bukata et al. 1995).

Estos son sólo unos pocos ejemplos de espectros de reflectividad de las aguas naturales, todos ellos modelos simplificados. El objetivo no es más que mostrar la **complejidad del efecto conjunto de varios elementos en la reflectividad de la masa de agua** (incluso en estos modelos reducidos de sólo dos elementos, en los que uno de ellos

se mantiene fijo), y subrayar las dificultades que se presentan cuando se intenta utilizar medidas de la reflectividad de la masa de agua adquiridas desde satélite para controlar la concentración de un determinado parámetro en las aguas naturales.

Morel y Prieur (Morel y Prieur, 1977) clasificaron las aguas oceánicas en dos grandes grupos en función de sus características ópticas, en un intento de facilitar su estudio a través de teledetección. Así, dividen las aguas oceánicas en aguas de Tipo 1 y aguas de Tipo 2 (*Case 1* y *Case 2 waters*) de acuerdo con la importancia relativa del fitoplancton y sus sustancias de deshecho en sus características ópticas. Los componentes ópticamente activos que encontramos en cada uno de los dos grupos son los siguientes:



Las **aguas de tipo 1** son aquellas cuyas características ópticas vienen controladas fundamentalmente por el fitoplancton y sus productos derivados. Incluye tanto aguas oligotróficas como eutróficas, siempre que los elementos 4, 5, 6 y 7 no ejerzan una influencia significativa en su respuesta espectral. Son los agentes siempre asociados 1, 2 y 3 los que determinan su signatura espectral característica, a través de varios procesos (Dekker et al. 1995):

- a. absorción de la energía electromagnética de longitud de onda corta producida por los pigmentos del fitoplancton y por la materia orgánica en disolución, y de mayor longitud de onda producida por el agua;
- b. dispersión producida por el agua en longitudes de onda cortas, y
- c. fluorescencia, estimulada por la luz solar, de los pigmentos presentes en el fitoplancton en las longitudes de onda más largas de la región visible.

Las **aguas de tipo 2** son aquellas en las que los sedimentos orgánicos o inorgánicos contribuyen de forma importante o dominante a sus cualidades ópticas. Pueden contener o no los componentes 1, 2 y 3. El agua deja de ser de tipo 1 y entra en el tipo 2 por:

- a. su alta turbidez (carga de sedimentos) debida a la influencia de 4 y/o 5 (en este caso son aguas del tipo 2 dominadas por sedimentos);
- b. su alto contenido en sustancia amarilla terrígena (6) (aguas del tipo 2 dominadas por la sustancia amarilla);
- c. la influencia acumulada de los dos elementos.

Por su parte, la actividad humana (vertidos urbanos o industriales) también puede generar aguas del tipo 2 o añadir sus efectos a aguas que ya eran de este tipo.

En las aguas de tipo 2, además de los procesos ya mencionados para las aguas de tipo 1, adquieren importancia dos componentes adicionales (Dekker et al. 1995):

- a. la retrodispersión producida por la materia inorgánica en suspensión pasa a ser el factor dominante, pudiendo ser hasta 1000 veces mayor que la retrodispersión de las aguas de tipo 1, y
- b. la reflectividad en las longitudes de onda cortas se reduce debido a la absorción provocada por la mayor concentración de compuestos húmicos disueltos.

En general, son aguas de tipo 1 las aguas oceánicas y, en ocasiones, también las aguas costeras cuando no hay flujo continental (en climas áridos, por ejemplo). Se encuentran aguas eutróficas de tipo 1 en zonas de *upwelling*, cuando éste se produce fuera de la plataforma continental; si el *upwelling* ocurre en la plataforma continental, normalmente se transforman en aguas de tipo 2 debido a la resuspensión de los sedimentos de fondo. Las aguas de tipo 2 se encuentran normalmente en las zonas costeras: estuarios, plataforma continental, etc. y lejos de la costa solamente cuando la plataforma es muy extensa.

La figura 2.2.4.9 muestra un espectro de reflectividad típico de las aguas de tipo 1 (Robinson 1985). La flecha indica el cambio que se produce al aumentar la concentración de fitoplancton, y la línea discontinua es el espectro básico del agua clara.

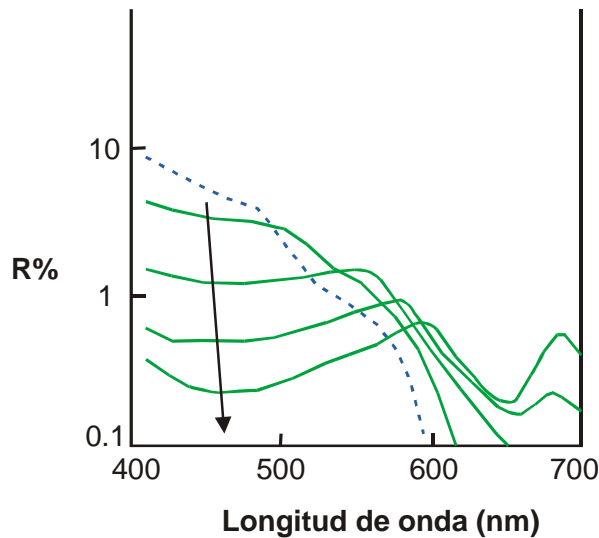


Figura 2.2.4.9. Espectro de reflectividad típico de las aguas de tipo 1 (Robinson 1985).

El efecto que produce la presencia de clorofila es disminuir la reflectividad por debajo del espectro del agua clara a longitudes de onda menores de 540 nm y aumentarla ligeramente a longitudes de onda superiores. El aumento de la concentración de clorofila realza este efecto, apareciendo un mínimo definitivo a los 440 nm causado por la absorción de la clorofila; se manifiesta otro mínimo a los 660 nm aunque el máximo de absorción en la longitud de onda del rojo queda enmascarado por el aparente aumento de la reflectividad que aparece a los 650 nm debido a la fluorescencia de la clorofila. Aunque los valores absolutos de reflectividad varían mucho con diferentes especies de fitoplancton, la forma del espectro y sus variaciones con la concentración de clorofila permanecen similares, lo que sugiere que un algoritmo para obtener datos de clorofila a partir de observaciones espaciales del color del océano debería estar basado en ratios espectrales (es decir, información de color) más que en el valor real de la reflectividad (Gower et al. 1984). Se observa en el gráfico que la reflectividad no varía mucho en el rango 550-600 nm al aumentar la concentración de clorofila; de hecho, hay una tendencia del espectro a rotar en sentido contrario a las agujas del reloj en torno a un punto situado en esta región cuando la concentración de clorofila aumenta, lo que sugiere que una ratio apropiada sería entre una banda cercana al máximo de absorción y una banda en esta región.

Las aguas del tipo 2 son mucho más complejas desde el punto de vista óptico, puesto que contienen sustancias mucho más diversas, cada una de las cuales presenta distintas propiedades absorbentes y dispersantes. La figura 2.2.4.10 representa un espectro de reflectividad típico de aguas del tipo 2 en que los sedimentos en suspensión son el constituyente dominante ópticamente (Robinson 1985). La dispersión producida por los sedimentos da lugar a un aumento de la reflectividad en todas las longitudes de onda, aunque el aumento es menor en longitudes de onda cortas debido a la influencia de las

pequeñas cantidades de clorofila que pueda haber. Al no cambiar significativamente la forma del espectro con un aumento de la carga de sedimentos, el color del agua no cambia y no tiene sentido un algoritmo para estudiar la concentración de sedimentos mediante cocientes. En su lugar, es más apropiado un algoritmo que relacione la carga de sedimentos con la reflectividad absoluta en una sola banda. Hay una excepción a esta regla, y es cuando el sedimento tiene un color muy fuerte, en cuyo caso la intensidad del color del agua tiende a estar relacionada con la concentración del sedimento. En este caso, el espectro de reflectividad será diferente del de la figura 2.2.4.10, mostrando un pico en la longitud de onda correspondiente al color del sedimento. Según Topliss (Topliss et al. 1990), la longitud de onda de 675 nm es óptima para el estudio de la concentración de sedimentos en suspensión porque no le influye la presencia de materia orgánica disuelta.

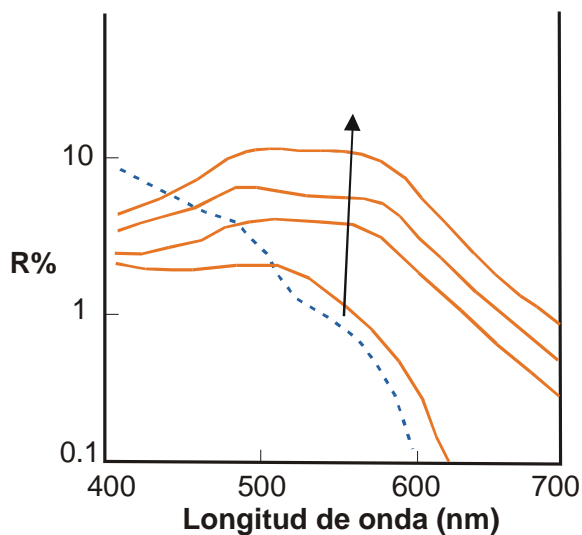


Figura 2.2.4.10. Signatura espectral típica de las aguas de tipo 2 dominadas por los sedimentos en suspensión (Robinson 1985).

Finalmente, la figura 2.2.4.11 representa el espectro de reflectividad de aguas del tipo 2 en las que domina la sustancia amarilla. Igual que en el espectro de la clorofila, un aumento de la concentración de sustancia amarilla lleva a un aumento de la absorción y a un descenso de la reflectividad en el azul. Por tanto, un algoritmo basado en cocientes puede ser de utilidad en este caso, aunque es más difícil establecer cuáles serían las longitudes de onda óptimas para ello.

A altas concentraciones de fitoplancton, las aguas de tipo 1 aparecerían verdes oscuras, mientras que las del tipo 2 dominadas por sedimentos en suspensión mostrarían un color verde claro lechoso, y las dominadas por materia orgánica en disolución serían también oscuras como las del tipo 1 pero en este caso más bien marrones que verdes (Gordon & Morel 1983).

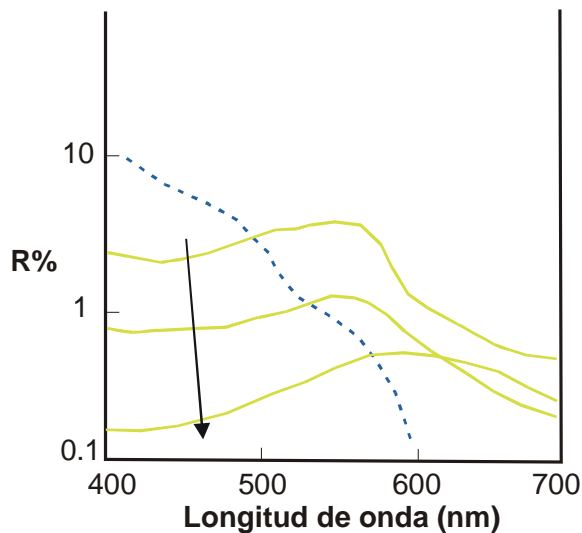


Figura 2.2.4.11. Signatura espectral de las aguas de tipo 2 dominadas por la materia orgánica en disolución (Robinson 1985).

Según estos espectros generales, parece que hay suficiente cambio en las cualidades espectrales correlacionado con la concentración del material en disolución o en suspensión para permitir la calibración de imágenes del color del océano en términos de calidad del agua. **Por tanto, sería posible obtener información sobre calidad del agua a partir de imágenes de satélite.** Ello será mucho más sencillo en las aguas del tipo 1, en las que la respuesta espectral del agua se ve modificada solamente por la presencia de fitoplancton, y mucho más complejo en las aguas del tipo 2, en las que se suman los efectos ópticos de sus distintos componentes.

2.3. Teledetección sobre las aguas naturales

Un sistema de teledetección ideal, perfecto, constaría de los siguientes elementos básicos (Lillesand & Kiefer 1987, pág.28):

- a. Una fuente de energía uniforme, es decir, que proporcione energía electromagnética de todas las longitudes de onda de forma constante y continua, sin variaciones espaciales ni temporales.
- b. Una atmósfera transparente, que no modifique la energía que la atraviesa de ningún modo, ni en su trayecto de la fuente a la superficie terrestre ni de la superficie terrestre al sensor; todo ello independientemente de la longitud de onda de la energía, la altura y posición de la fuente de energía y del sensor, del tiempo y del espacio.

- c. Modelos exclusivos de interacción con la energía electromagnética por parte de cada objeto de la superficie terrestre. Cada objeto de la superficie terrestre, de acuerdo con sus características físicas y su estado modificará la energía electromagnética que recibe de la fuente de forma selectiva en función de la longitud de onda, dando lugar a modelos que son exclusivos, únicos, invariantes y conocidos para cada objeto de interés. Es decir, la signatura espectral de cada objeto es única y conocida.
- d. Un sensor perfecto. Es decir, que sea extremadamente sensible y por igual a la energía electromagnética de todas las longitudes de onda y que proporcione datos con gran detalle espacial sobre la radiancia espectral absoluta procedente de la escena.
- e. Un sistema de recepción, gestión y análisis de los datos en tiempo real. En este sistema ideal la radiancia en cada longitud de onda de cada elemento de la superficie terrestre es enviada a la estación receptora, procesada e interpretada como perteneciente al objeto del que proviene, de manera casi instantánea. Puesto que la signatura espectral de cada objeto es única, no es necesario contar con información adicional para el análisis de los datos, y la extracción de información sobre las características físicas, químicas o biológicas del objeto observado es inmediata.
- f. Los usuarios de este sistema de teledetección ideal serían personas preparadas tanto en sus respectivas disciplinas como en las técnicas de adquisición y análisis de la información utilizadas en teledetección. Así, los mismos datos serían susceptibles de convertirse en diversas formas de información, en función de la disciplina desde la que fueran interpretados.

Por desgracia, los sistemas de teledetección ideales no existen; las características de los sistemas de teledetección reales difieren de este modelo perfecto, lo que implica dificultades en el proceso de análisis e interpretación de los datos. Así, los elementos de un sistema de teledetección real, en relación con esas características ideales, son:

- a. Fuente de energía. Todos los sistemas de teledetección pasivos miden energía solar que es reflejada por los objetos de la superficie terrestre o energía emitida por ellos. La energía emitida por el sol presenta una distribución espectral no uniforme, y sus niveles varían tanto en el espacio como en el tiempo. Por su parte, los materiales presentes en la superficie terrestre presentan diferentes grados de eficiencia como

emisores de energía. Es decir, las fuentes de energía utilizadas en los sistemas pasivos reales de teledetección no son espectralmente uniformes y sus propiedades cambian tanto en el espacio como en el tiempo.

- b. La atmósfera real no es transparente para la energía electromagnética; de alguna forma, siempre modifica la intensidad y la distribución espectral de la energía electromagnética que la atraviesa. La importancia de estos efectos varía de acuerdo con la longitud de onda de la energía electromagnética, el tiempo y el lugar. La eliminación o compensación del efecto de la atmósfera en la señal recibida por el sensor (proceso conocido como *corrección atmosférica*) es especialmente importante en aplicaciones multitemporales y en el estudio de determinados fenómenos en los que, por los bajos niveles de energía electromagnética que los caracterizan, el efecto de la atmósfera puede ser determinante.
- c. La respuesta espectral de los diferentes objetos de la superficie terrestre no es específica y única, desgraciadamente. Aunque las firmas espectrales derivadas en laboratorio se utilizan en la práctica para detectar, identificar y analizar los diferentes materiales, no son más que aproximaciones al modelo de respuesta espectral de cada objeto, que se caracteriza normalmente por su ambigüedad. Objetos muy diferentes pueden presentar patrones de respuesta espectral parecidos, dificultando su identificación, y un mismo objeto, en función de su posición, estado, tamaño, etc., puede dar lugar a respuestas espectrales muy diferentes.
- d. El sensor perfecto no existe. Todos los sensores tienen una sensibilidad espectral limitada, tanto en relación con las longitudes de onda que son capaces de detectar (resolución espectral) como en cuanto a la intensidad mínima de la energía que necesitan recibir para producir una señal (resolución radiométrica). También tienen limitaciones en cuanto a su resolución espacial, que a menudo vienen determinadas más por la plataforma en la que van embarcados que por el sensor propiamente dicho.
- e. En general, todavía la capacidad de los sistemas de teledetección para producir datos excede la capacidad de las estaciones receptoras y los centros de investigación para gestionarlos y analizarlos. Aunque cada vez menos (y con notables excepciones, como algunos sistemas meteorológicos de larga tradición), todavía procesar los datos proporcionados por un sensor y convertirlos en formatos

accesibles e interpretables para los usuarios requiere gran cantidad de datos de referencia y un tiempo considerable.

- f. El uso de los datos procedentes de los sistemas de teledetección no siempre es fácil ni inmediato. Excepto en los sistemas de teledetección más consolidados, a veces resulta difícil acceder a datos técnicos necesarios para el tratamiento de la información,

Consideremos un sensor a bordo de un satélite situado fuera de la atmósfera terrestre, orientado hacia la superficie de una masa de agua. Los fotones que llegan al sensor pueden dividirse en tres categorías (figura 2.3.1) (Sturm 1981).

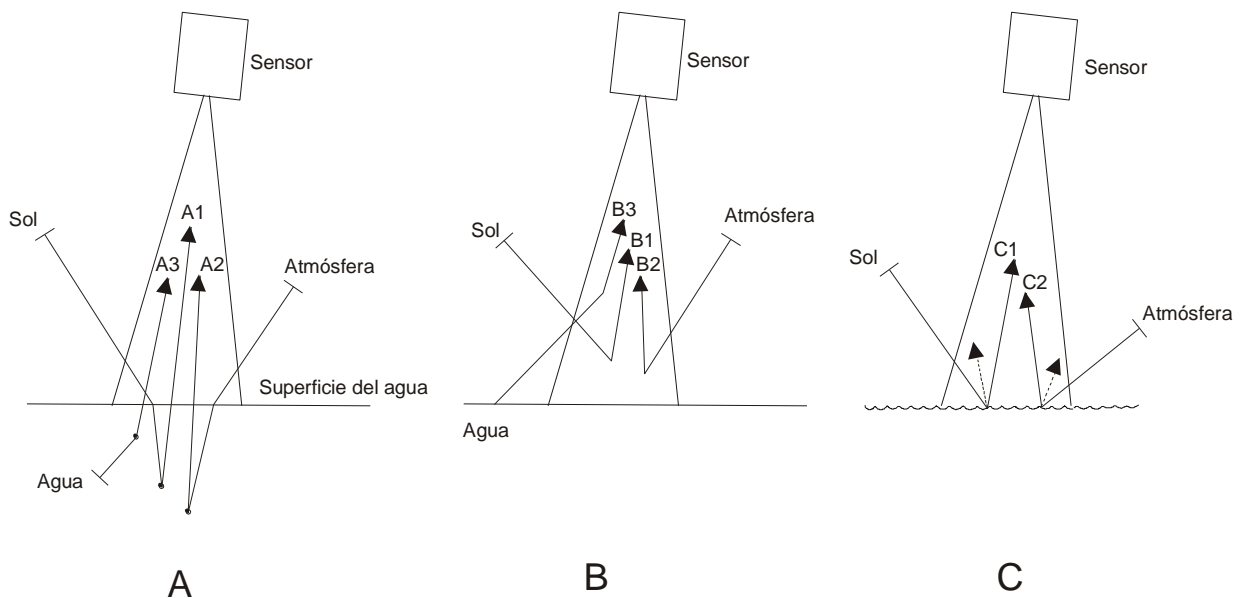


Figura 2.3.1. Contribución de la columna de agua (A), la atmósfera (B) y la superficie del agua (C) a la señal recibida por el sensor (Sturm 1981).

- fotones que alcanzan el sensor directamente tras haber colisionado con moléculas de agua o de materia en suspensión en la columna de agua dentro del campo de visión del sensor; esta energía electromagnética proviene de la irradiancia solar directa, la irradiancia difusa (es decir, energía procedente del sol que ha sido dispersada por la atmósfera en dirección a la masa de agua) o la radiancia que ha sido dispersada en el interior de la masa de agua;
- fotones que llegan al sensor tras haber realizado su última colisión con partículas presentes en la atmósfera (moléculas de gases atmosféricos o aerosoles);

inicialmente pueden proceder de la irradiancia solar directa, la irradiancia difusa o la radiancia reflejada por la masa de agua que está debajo; y,

- c. fotones que han sido reflejados por la superficie de la masa de agua dentro del campo de visión del sensor, procedentes bien de la irradiancia solar directa (sería entonces reflexión especular o sun glitter) o de la irradiancia difusa (sky glitter).

La radiancia A es la que contiene la información deseada, puesto que su distribución espectral viene determinada por el agua y por los materiales que lleva en disolución y suspensión. Los fotones B contienen información sobre la atmósfera y los fotones C proporcionan información sobre el estado de la superficie de la masa de agua (oleaje).

La radiancia total que finalmente entra en el campo de visión del sensor (independientemente de su origen) es la **radiancia aparente**, mientras que la radiancia ascendente medida justo debajo de la superficie del agua (que es la que realmente proporciona información sobre calidad del agua) es la **radiancia inherente** de la masa de agua.

Las **propiedades ópticas inherentes** fundamentales de una masa de agua son, como ya hemos mencionado, las funciones de atenuación (α) y de dispersión (σ). Son propiedades inherentes de la masa de agua porque su magnitud (en cada longitud de onda) depende exclusivamente de las sustancias que contiene la masa de agua en suspensión o en disolución y no de las condiciones geométricas o ambientales de observación. Por ello, ambas funciones (la de atenuación y la de dispersión) conllevan información sobre los materiales que están presentes en la masa de agua y su concentración.

Fuera del laboratorio resulta prácticamente imposible medir estas propiedades ópticas inherentes; las propiedades ópticas que se pueden medir sobre una masa de agua natural se conocen como **propiedades ópticas aparentes**, ya que se ven afectadas por las condiciones geométricas de observación, así como por una serie de influencias ambientales que comentaremos a continuación. La relación entre las propiedades ópticas *inherentes*, los parámetros de calidad del agua y las más fácilmente medibles características ópticas *aparentes* del agua se muestra en la figura 2.3.2.

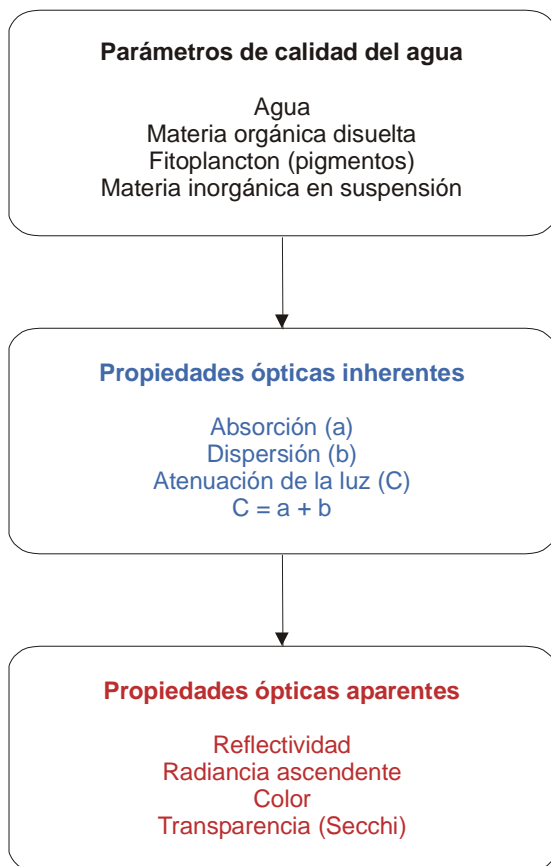


Figura 2.3.2. Relación entre los parámetros ópticos de calidad del agua y las cualidades ópticas medibles mediante teledetección (modificado de Dekker et al. 1995).

Es a través de sus efectos en las propiedades inherentes que las fluctuaciones en la concentración de los diferentes parámetros de calidad del agua afectan a la reflectividad subsuperficial y otras medidas de las condiciones ópticas del agua que son medibles por un sistema de teledetección.

Los **factores ambientales** que influyen en la medición remota de la radiancia procedente de una masa de agua, dificultando la obtención de información sobre concentración de los diferentes indicadores de la calidad del agua son, siguiendo a Curran y Novo (Curran & Novo 1988): la atmósfera, las condiciones geométricas de adquisición de la imagen, la interfaz agua-atmósfera, la profundidad de la masa de agua y la presencia simultánea de varios materiales en disolución o en suspensión.

1. La atmósfera modifica el flujo de energía electromagnética que la atraviesa tanto en su intensidad como en sus características espectrales, ya que afecta de distinta forma a los diferentes tipos de energía. En su paso a través de la atmósfera, la energía electromagnética visible e infrarroja próxima se ve sometida a dos procesos fundamentales: absorción y dispersión.

La atmósfera absorbe selectivamente la energía electromagnética que la atraviesa, de manera que determinadas bandas del espectro son retenidas en mayor o menor medida, haciendo imposible la teledetección en esas longitudes de onda. Otras bandas del espectro, sin embargo, no son interceptadas por la atmósfera, y permiten su utilización en sistemas de teledetección.

La absorción atmosférica es producida fundamentalmente por los gases que la componen, especialmente el oxígeno (O₂), ozono (O₃), vapor de agua (H₂O), anhídrido carbónico (CO₂), metano (CH₄) y óxido nitroso (N₂O):

- el O₂ absorbe la energía electromagnética de longitud de onda corta, inferior a 0.1 μm (ultravioleta);
- el O₃ elimina del tránsito atmosférico la radiación ultravioleta de longitud de onda inferior a 0.3 μm;
- el vapor de agua absorbe en diferentes bandas entre 0.6 y 2 μm (infrarrojo cercano y medio);
- el CO₂ absorbe la radiación electromagnética entre 2.5 y 4.5 μm (infrarrojo medio) con diferente intensidad, y de forma muy acusada la energía térmica de longitud de onda mayor que 15 μm;
- el CH₄ presenta dos bandas de absorción a 2.3 y 3.35 μm (infrarrojo medio), y
- el NO₂ absorbe en dos bandas a 2.8 y 3.9 μm (infrarrojo medio) (Lillesand & Kiefer 1987).

Las regiones del espectro que no se ven afectadas de forma importante por la absorción atmosférica son las únicas que se pueden utilizar en teledetección de la superficie terrestre o marina (si lo que se pretende es estudiar el estado y composición de la atmósfera precisamente se deben usar las regiones del espectro que son absorbidas por los diferentes gases), porque sólo ellas tienen la posibilidad de alcanzar el sensor, y reciben el nombre de *ventanas atmosféricas*. Las principales ventanas atmosféricas son las siguientes (figura 2.3.3):

- espectro visible e infrarrojo próximo, entre 0.3 y 1.35 μm,
- varias en el infrarrojo medio, de 1.5 a 1.8 μm, 2.0 a 2.4 μm, 2.9 a 4.2 μm y 4.5 a 5.5 μm,
- infrarrojo térmico entre 8 y 14 μm, y
- microondas, por encima de 20 mm de longitud de onda.

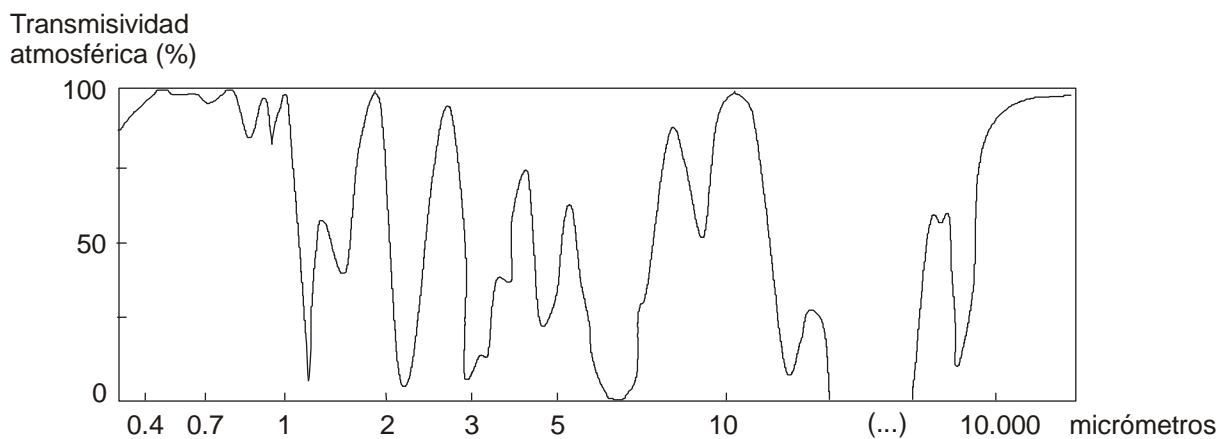


Figura 2.3.3. Transmisividad atmosférica a distintas longitudes de onda (adaptado de Lillesand & Kiefer 1987).

Para las aplicaciones que nos interesan, es importante sobre todo la primera ventana atmosférica, y el hecho de que la transmisividad atmosférica en la región entre 0.3 y 1.35 μm sea cercana al 100%, ya que, como se ha comentado en el apartado anterior, a partir de 0.75 μm la reflectividad de las masas de agua naturales es prácticamente nula.

En cualquier caso, la absorción atmosférica es un problema del que normalmente no necesitan preocuparse los usuarios de la teledetección, ya que el diseño de los sensores ya tiene en cuenta este fenómeno y se seleccionan las bandas espectrales en las que trabajan dentro de las ventanas atmosféricas, teniendo en cuenta la aplicación a la que está destinado el sistema.

La dispersión de la energía electromagnética al atravesar la atmósfera se produce por su interacción con las moléculas de los gases que la componen y aerosoles. Los aerosoles son partículas de origen diverso³ que se encuentran en suspensión en la atmósfera. Al colisionar con estas partículas, la energía electromagnética es reflejada en direcciones diferentes a la de incidencia; tras varios procesos de dispersión, parte de esta energía entra en el campo de visión del sensor, suponiendo un aporte adicional a la radiancia que provenía de la superficie terrestre en dirección al sensor (luz atmosférica o *skylight*). En definitiva, el efecto de la dispersión atmosférica es reducir la radiancia directa y aumentar la radiancia difusa (Chuvienco 1996), disminuyendo por tanto la cantidad de información que la energía electromagnética proporciona del área de interés.

³ Los aerosoles pueden tener origen oceánico (gotas de agua microscópicas que quedan en suspensión en la atmósfera debido al movimiento de las aguas) o continental (polvo, cenizas volcánicas, partículas emitidas por los procesos de combustión, etc.).

El tipo de dispersión que se produce viene determinado por el tamaño de las partículas que la provocan. Los tres tipos fundamentales de dispersión son:

- La dispersión *Rayleigh* es la que se produce cuando el diámetro de las partículas con las que interactúa la energía electromagnética es mucho menor que su longitud de onda. Normalmente, las únicas partículas suficientemente pequeñas para provocar este tipo de dispersión son las mismas moléculas de los gases atmosféricos, especialmente nitrógeno y oxígeno. Por ello, este tipo de dispersión se produce aún en las atmósferas más limpias (también se conoce como *dispersión de la atmósfera clara*) y es prácticamente imposible de evitar. El efecto de la dispersión *Rayleigh* es inversamente proporcional a la cuarta potencia de la longitud de onda (*Ley de Rayleigh*), por lo que afecta fundamentalmente a las longitudes de onda más cortas, siendo responsable del color azul del cielo (la longitud de onda más corta a la que es sensible el ojo humano).
- La dispersión *Mie* se produce cuando la radiación electromagnética interactúa con partículas de diámetro similar o ligeramente superior a la longitud de onda incidente, como pequeñas moléculas de agua o polvo. En este caso, el grado de dispersión medio es inversamente proporcional a la longitud de onda, aunque puede variar entre valores similares a la dispersión *Rayleigh* y la dispersión total. Normalmente afecta a longitudes de onda superiores, por encima del azul.
- La dispersión *no selectiva* es producida por las partículas cuyo diámetro es muy superior a la longitud de onda de la energía incidente. Es independiente de la longitud de onda, afectando por igual a todos los tipos de energía electromagnética. Es la causante de que las nieblas y nubes muestren un color blanco, ya que afecta por igual a toda la radiación visible.

En la tabla 2.3.1 se resumen los tipos de dispersión atmosférica en función del tamaño de las partículas atmosféricas (Schanda 1986).

Tanto la dispersión *Mie* como la *no selectiva* pueden evitarse seleccionando imágenes que hayan sido adquiridas en condiciones de atmósfera limpia, aunque en determinadas zonas del planeta es muy difícil.

Tipo de partícula	Diámetro de la partícula (en longitud de onda)	Tipo de dispersión dominante	Dependencia respecto a la longitud de onda
Moléculas de gases	$\ll \lambda$	Rayleigh	λ^{-4}
Aerosoles Humo Bruma	$0.1 \lambda - 10 \lambda$	Mie	$\lambda^0 - \lambda^{-4}$
Polvo Niebla Nubes	$>10\lambda$	No selectiva	λ^0

Tabla 2.3.1. Tipos de dispersión atmosférica en función de la relación del diámetro de la partícula con la longitud de onda de la energía electromagnética (Schanda 1986).

Dependiendo de las condiciones atmosféricas concretas en cada momento y lugar, la concentración y el tamaño de las partículas en suspensión en la atmósfera varía, haciendo que predomine uno u otro tipo de dispersión como se observa en la figura 2.3.4.

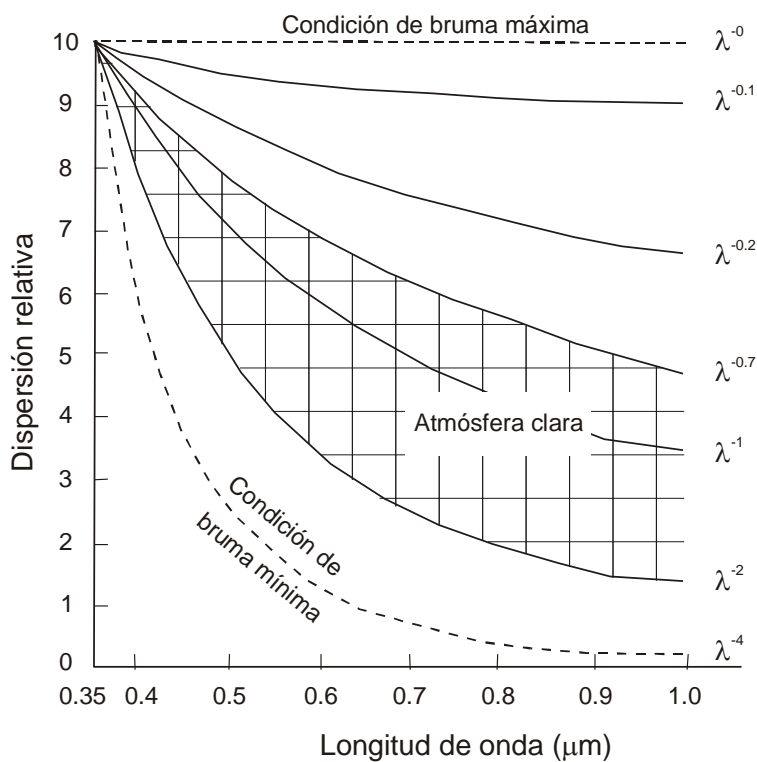


Figura 2.3.4. Dispersión relativa en función de la longitud de onda de la radiación incidente y las condiciones atmosféricas (modificado de Slater 1980).

El grado de influencia de la atmósfera en cada imagen concreta depende de dos tipos de factores: meteorológicos y ópticos (Bowker et al. 1985).

Los factores meteorológicos incluyen:

- humedad relativa, que determina la magnitud de la absorción en las bandas correspondientes del espectro, así como el tipo y la cantidad de aerosoles presentes en la atmósfera;

- cubierta nubosa; las nubes reflejan la energía electromagnética, impidiendo la recepción de información de la masa de agua que está bajo ellas, por lo que el trabajo con teledetección se tiene que limitar a condiciones de cielos despejados. El problema fundamental es la presencia de nubes de tamaño inferior a un pixel, imposibles de detectar en muchos casos, que aumentan de forma significativa la radiancia procedente de la masa de agua; y
- presión atmosférica, que influye en la intensidad de la dispersión atmosférica molecular (*Rayleigh*), ya que se relaciona con la concentración de moléculas de gases en la atmósfera.

Los factores ópticos más importantes son el contenido en aerosoles y la luz atmosférica:

- el contenido en aerosoles de la atmósfera se expresa normalmente mediante el espesor óptico de los aerosoles, que mide la transmisividad de los aerosoles en una trayectoria vertical. Esta información no está normalmente disponible, por lo que a menudo se estima la cantidad de aerosoles presente en la atmósfera a través de la visibilidad horizontal, que es un dato que suele recogerse en las estaciones meteorológicas. La relación entre esta medida de la concentración de aerosoles (la visibilidad horizontal), la longitud de onda y la reflectividad procedente de los objetos se presenta en la figura 2.3.5. Cuanto menor es la visibilidad horizontal (lo que supone un mayor contenido en aerosoles en la atmósfera), mayor es el efecto que se produce sobre la reflectividad aparente de los objetos. La dispersión atmosférica provocada por los aerosoles supone, en los objetos oscuros (como el agua), un aumento de la reflectividad de más del 100% en las longitudes de onda cortas, incluso en las condiciones de atmósferas más limpias (máxima visibilidad).
- La luz atmosférica provocada por la dispersión (de cualquier tipo) es el mayor componente individual de la radiancia que llega al sensor desde una masa de agua. En longitudes de onda cortas, incluso en días claros, sólo entre un 20 y un 25% de la radiancia que entra en el campo de visión de un sensor embarcado en un satélite procede de la masa de agua (Austin 1974).

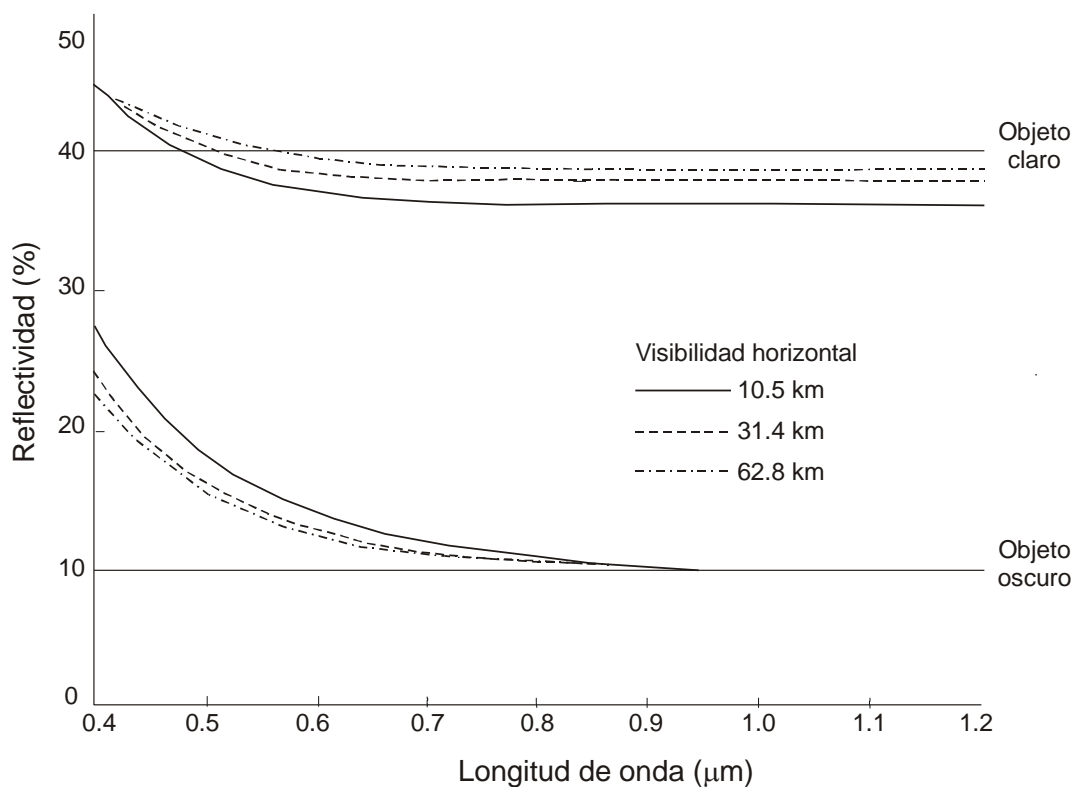


Figura 2.3.5. Efecto del contenido de aerosoles en la atmósfera (medido mediante visibilidad horizontal) sobre las propiedades reflectivas de un objeto claro ($\rho = 40\%$) y un objeto oscuro ($\rho = 10\%$). En este experimento la energía procedente de los objetos se midió verticalmente con un ángulo cenital solar de 20° (Curran & Novo 1988).

En general, la presencia de la atmósfera dificulta siempre el proceso de adquisición de información mediante teledetección, pero su efecto es especialmente importante cuando se intenta obtener información sobre las masas de agua, por dos razones fundamentales:

1. las masas de agua se caracterizan por presentar una reflectividad muy baja en todo el espectro óptico, tal como se ha visto en el apartado 2.2. Por ello, la influencia de la radiancia atmosférica es especialmente importante (ver figura 2.3.5), hasta el punto de suponer, en masas de agua clara y profunda, hasta el 95% de la energía recibida por el sensor;
2. la dispersión atmosférica, incluso en condiciones atmosféricas ideales, afecta fundamentalmente a las longitudes de onda más cortas (ver figura 2.3.4), las más útiles para la teledetección de las masas de agua.

2. Las condiciones geométricas de la observación remota también afectan a la relación existente entre las propiedades ópticas aparentes (especialmente la radiancia ascendente, que es lo que mide el sensor) y los diferentes parámetros de calidad del agua de interés. El aspecto geométrico que más influye es el ángulo cenital del flujo incidente, es decir, el **ángulo cenital solar**. El ángulo cenital solar es el formado por la vertical y los rayos solares, es decir, el complementario del ángulo de elevación solar (dato que normalmente se suministra como metadato de las imágenes).

Diversos autores han comprobado que en masas de agua tranquilas, de superficie lisa, existe una relación positiva muy fuerte entre el ángulo cenital solar y la radiancia recibida por el sensor desde la superficie del agua. Esta relación se hace especialmente estrecha cuando el ángulo cenital solar sobrepasa los 40° (es decir, el ángulo de elevación solar es menor de 50°), cuando la contribución de la radiancia procedente de la superficie del agua (y no de su interior, que es lo que interesa para estudios de calidad del agua) a la señal total detectada por el sensor empieza a ser muy importante (Jerlov 1976), como se muestra en la figura 2.3.6.

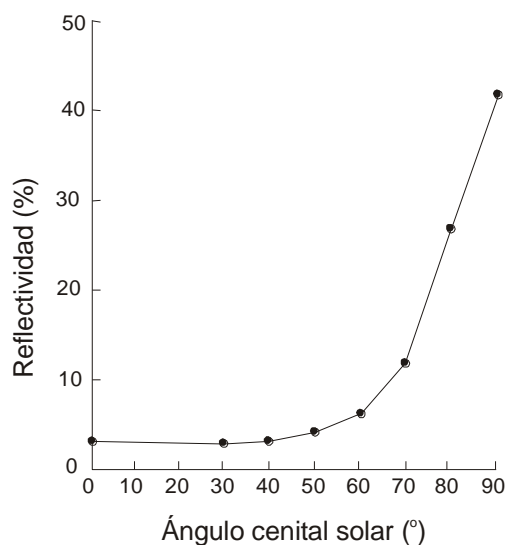


Figura 2.3.6. Relación entre el ángulo de iluminación (ángulo cenital solar) y la reflectividad de una masa de agua (datos de Jerlov 1976).

El ángulo cenital solar también determina la proporción de radiación directa y difusa que penetra en la masa de agua (Plass et al. 1981), así como la profundidad de penetración de la energía electromagnética en la masa de agua (Egan 1972). Cuanto menor es el ángulo cenital solar, mayor es la penetración de la radiación en la masa de agua, menor es la contribución de la superficie a la radiancia recibida por el sensor y más información sobre el material presente en la masa de agua se puede obtener a partir de la señal recibida por el sensor. Sin embargo, la influencia del ángulo cenital solar se ve reducida en las longitudes

de onda cortas, debido a la gran importancia de la dispersión atmosférica. Por otra parte, si la masa de agua presenta una superficie agitada, la reflexión especular (*sun glitter*) representa un problema cuando el ángulo cenital solar es menor de 40° (Jerlov 1976). Por ello, las mejores condiciones de iluminación para extraer información sobre calidad de una masa de agua son los ángulos cenitales solares cercanos a 40° .

3. La interfaz agua-atmósfera determina la cantidad y las características de la radiación que entra y sale de la masa de agua.

La influencia de la frontera agua-atmósfera en la radiancia viene dada por su rugosidad, ocasionada fundamentalmente por las condiciones meteorológicas (viento, principalmente):

- si las condiciones geométricas de observación determinan un predominio de la retrodispersión, un aumento de la rugosidad superficial de la masa de agua disminuye la energía que atraviesa la superficie del agua hacia su interior y por tanto, disminuye también la radiancia ascendente aparente; por otra parte,
- si predomina la reflexión especular, un incremento de la rugosidad superficial reforzará su efecto y aumentará la radiancia ascendente aparente que proviene de la masa de agua, aunque sin información sobre la concentración de los diferentes indicadores de calidad.

Sin embargo, ciertos trabajos (Ritchie et al. 1976) han concluido que si la rugosidad superficial es consistente en el espacio y el sensor observa la escena verticalmente, en la práctica la influencia de esta frontera agua-atmósfera es mínima. Es decir, en condiciones normales son mucho más determinantes las condiciones geométricas de adquisición de la imagen que la rugosidad superficial de la masa de agua.

4. Profundidad de la masa de agua. El efecto de la profundidad de la masa de agua sobre la posibilidad de extraer información de concentración de diferentes parámetros a partir de imágenes de satélite depende del tipo de fondo y de la cantidad y tipo de materia en suspensión o disolución en la masa de agua (Forget et al. 2001; Lyon & Hutchinson 1995; Lyzenga 1981).

En la práctica, sólo en las masas de agua muy claras y poco profundas la reflectividad del fondo supone una contribución significativa a la señal recibida por el sensor

embarcado en el satélite. Aún así, cuando se utilizan longitudes de onda cortas (que son las de mayor penetración en la masa de agua) es importante disponer de información sobre la batimetría de la masa de agua, para una correcta interpretación de la imagen.

5. Como se ha indicado en el apartado 2.2.4, la **presencia simultánea de varios materiales en suspensión o en disolución en la masa de agua** dificulta enormemente la extracción de información sobre su concentración a partir de imágenes adquiridas desde satélite. Cuando sólo interesa uno de los elementos presentes en el agua (por ejemplo, sólidos en suspensión), la opción suele ser estratificar la masa de agua dividiéndola en zonas de similar contenido de los otros elementos que más afecten a su respuesta espectral (clorofila, por ejemplo), y estudiar la relación particular del parámetro de interés con la respuesta espectral del agua dentro de cada zona. Esto obliga a muestrear tanto el parámetro de interés como los demás que pudieran influir en la respuesta espectral del agua.

Todos los factores mencionados modifican la contribución que las diversas fuentes hacen a la señal recibida por el sensor, dando lugar a diferentes situaciones desde el punto de vista de la extracción de información de calidad del agua. Como ejemplo, se incluyen las contribuciones cuantitativas de cada una de las fuentes (columna de agua, atmósfera y superficie de la masa de agua, A, B y C en la figura 2.3.1) en un caso típico presentado por Sturm (Sturm 1981) (para un ángulo cenital solar de 54°, y una profundidad de la masa de agua mayor que la profundidad de penetración de la energía electromagnética) en la tabla 2.3.2.

Longitud de onda (nm)	% contribución a la señal recibida por el sensor					
	A (agua)		B (atmósfera)		C (oleaje)	
	Agua clara	Agua turbia	Agua clara	Agua turbia	Agua clara	Agua turbia
440	14.4	18.1	84.4	80.8	1.2	1.1
520	17.5	32.3	81.2	66.6	1.3	1.1
550	14.5	34.9	84.2	64.1	1.3	1.0
670	2.2	16.4	96.3	82.4	1.5	1.2
750	1.1	1.1	97.0	97.4	1.9	1.5

Tabla 2.3.2. Contribución relativa del agua, la atmósfera y la superficie del agua a la señal recibida por el sensor.

Como se observa, la mayor contribución a la señal recibida por el sensor, independientemente de la longitud de onda y de las condiciones del agua es la de la atmósfera. En aguas claras, entre un 81 y un 97 % de la energía recibida por el sensor,

dependiendo de la longitud de onda, procede de la atmósfera (entre 64 y 97 % en aguas turbias). Aunque la dispersión atmosférica es mucho mayor en longitudes de onda cortas, la contribución relativa de la atmósfera es mayor en longitudes de onda largas debido a la bajísima reflectividad de las aguas en esta zona del espectro.

Diferentes autores han intentado identificar cuáles son **las condiciones de adquisición de imágenes en las que se minimizan los factores ambientales** que distorsionan la relación entre parámetros de calidad del agua y las propiedades ópticas aparentes. En general, se considera que las condiciones óptimas para la adquisición de imágenes destinadas a estudios de calidad del agua son cielos despejados, velocidad del viento reducida (en cualquier caso inferior a 10 nudos), alrededor del mediodía solar y coincidiendo con un ángulo solar cenital moderado (entre 30 y 50°) (Curran & Novo 1988). Además, el sensor debe estar alejado del plano del sol para evitar la reflexión especular y las características de la masa de agua deben ser estables tanto en el espacio como en el tiempo.

Si no se pueden conseguir estas condiciones ideales, se puede intentar corregir esas influencias ambientales durante el proceso de tratamiento de las imágenes, especialmente en lo que se refiere al efecto de la atmósfera y el ángulo solar. Así, a menudo es necesario:

- normalizar las imágenes a un ángulo solar estándar (Aranuvachapun & Walling 1988; Kowalik et al. 1982; Munday & Alföldi 1979),
- estandarizar las imágenes respecto a una zona de reflectividad invariable que aparezca en la imagen (López & Caselles 1990),
- someter la imagen a una corrección atmosférica utilizando modelos de transferencia radiativa, o
- calcular ratios entre bandas de la imagen para reducir el efecto del ángulo solar y la atmósfera (Gower et al. 1984; Mausel et al. 1991),

especialmente cuando se realizan estudios multitemporales.

2.4. Estado de la cuestión: estudios de calidad del agua mediante teledetección

Emilio Chuvieco (Chuvieco 1996) menciona, en general, dos grandes grupos de aplicaciones de la teledetección:

- las destinadas a la generación de cartografía temática, mediante la asignación (por clasificación visual o digital) de cada píxel de la imagen a una categoría establecida en una leyenda, y
- las que utilizan las imágenes de satélite como una “matriz de medidas sobre el terreno” (Chuvieco 1996, pág. 150), que permiten extraer información sobre una gran variedad de variables biofísicas, con un único requisito: que estén relacionadas de manera directa o indirecta con la energía electromagnética procedente (por emisión o reflexión) del sistema terrestre, que es en definitiva lo que mide el sensor en los sistemas de teledetección pasivos. De esta forma, la teledetección permite obtener información de la distribución espacial de la variable objeto de estudio mucho más detallada de lo que permiten los métodos de muestreo convencionales, en función de la resolución espacial del sensor.

El estudio de la calidad del agua mediante teledetección se enmarca obviamente dentro de este segundo grupo de aplicaciones: partiendo de que la presencia de los diferentes materiales de interés en la masa de agua produce un cambio en sus cualidades ópticas (como ya hemos visto en el apartado 2.2.3), es posible relacionar los valores digitales de la imagen con la concentración de cada uno de los parámetros de calidad del agua.

Según Gordon y Morel (Gordon & Morel 1983), los métodos para estimar la concentración de los diferentes elementos presentes en el agua a partir de medidas de radiancia espectral se pueden clasificar en tres grandes grupos: métodos analíticos, métodos empíricos y métodos semiempíricos.

- Los métodos analíticos, también llamados métodos teóricos (Shu & Chen 1988), basados en modelos (Matthews 2011) o deductivos pretenden “establecer relaciones de validez general, lo más independiente posible de unas determinadas condiciones de observación. Parten de demostrar la relación física entre el parámetro a estimar y la información espectral contenida en la imagen. Una vez comprobada esa relación, con algunos ejemplos empíricos, se invierte el modelo, de tal forma que pueda estimarse esa

variable a partir de las imágenes” (Chuvieco 2002, p.317). En estos métodos se utilizan las propiedades ópticas inherentes y aparentes de la masa de agua para modelizar la reflectividad, y la concentración de los materiales presentes en el agua se obtiene utilizando sus coeficientes específicos de absorción y retrodispersión.

Tal como lo describe Matthews (Matthews 2011), el proceso supone en primer lugar modelizar la relación derivando la reflectividad justo encima de la superficie del agua ($R_{rs}(0+)$) a partir de las propiedades ópticas inherentes (IOPs) del agua usando un modelo bio-óptico y una aproximación de la ecuación de transferencia radiativa, generando el modelo directo (*forward model*); posteriormente, el modelo inverso (*inverse model*), calcula las IOPs o concentraciones de los constituyentes ópticamente activos del agua a partir de la reflectividad medida por los sensores en el techo de la atmósfera o bien a partir de medidas in situ de $R_{rs}(0+)$. La inversión del modelo se puede resolver mediante una variedad de procedimientos matemáticos de optimización o regresión múltiple no lineal. Dekker y sus colaboradores (Dekker et al. 2001) también describen el proceso de modelado y su inversión. Los procesadores para lagos y aguas de tipo 2 y para lagos eutróficos desarrollados por la Agencia Espacial Europea para imágenes MERIS, implementados en el software BEAM son un ejemplo de algoritmos operacionales de este tipo generados para aguas continentales.

Debido a la complejidad del proceso de transferencia radiativa (ver apartado 2.3), es necesario asumir ciertos requisitos (que rara vez se cumplen en las condiciones normales de observación) para hacer el problema tratable, lo que a su vez introduce un cierto error y reduce la precisión del modelo teórico (Shu & Chen 1988). Este método “implica un proceso de ajuste que, en muchas ocasiones, resulta muy complejo y no siempre suficientemente preciso, ya que es necesario asumir condiciones que rara vez se dan en la naturaleza. Incluso aunque esta relación entre variable de interés e información espectral sea consistente, no resulta sencillo obtener estas variables espectrales, ya que es preciso eliminar de la imagen cualquier efecto extraño a la señal procedente de la cubierta” (Chuvieco 2002, p.318). En el caso de estudios de calidad del agua esto implica cuantificar e integrar en el modelo el efecto de la atmósfera, y tener en cuenta la geometría de la observación, por citar sólo los dos factores más significativos.

Según Gordon y Morel (Gordon & Morel 1983), este método sólo se emplea con fiabilidad en medidas de la radiancia realizadas directamente sobre la superficie del agua, dado que el efecto de la atmósfera es muy difícil de integrar en el modelo. Matthews (Matthews 2011) es de la misma opinión, considerando que los principales

problemas de este tipo de algoritmos son su sensibilidad a los posibles errores en la corrección atmosférica y el hecho de que los modelos a menudo presentan soluciones ambiguas debido a la naturaleza aditiva de las propiedades ópticas inherentes del agua. Este autor considera que el enfoque analítico o teórico es “generalmente complejo e idealmente requeriría mediciones y un conocimiento profundo de las propiedades ópticas inherentes del agua en la zona para poder desarrollar un modelo robusto. Todo ello requiere un considerable trabajo de campo y tiempo para el desarrollo de los algoritmos.” (Matthews 2011, pp.6871–72).

De todas formas, “y pese a las dificultades que presenta, el modelado deductivo resulta un camino mucho mas firme que el inductivo para estimar variables biofísicas a partir de la teledetección, ya que facilita un mejor entendimiento de las variables que están influyendo en el proceso, además de requerir menos información colateral (trabajo de campo), simultánea a la adquisición, que sólo estará disponible cuando se haya planificado previamente un experimento con ese objetivo” (Chuvieco 2002, p.318).

- **Los métodos empíricos o inductivos**, en comparación, son relativamente simples: buscan una relación estadística entre la variable a estimar (el parámetro de calidad del agua de interés) y los valores espectrales proporcionados por el sensor, a partir de datos medidos *in situ* de forma simultánea a la adquisición de la imagen. Se obtienen así funciones que permiten estimar la variable de interés a partir de la imagen. Normalmente las funciones se obtienen mediante análisis de regresión simple o múltiple, aunque también se han utilizado redes neuronales (Chuvieco 2002) y otros métodos como veremos en los próximos apartados. Como indica Matthews (Matthews 2011), el método empírico se diferencia de los enfoques teóricos basados en modelos bio-ópticos en que relacionan directamente la información proporcionada por el sistema de teledetección con el parámetro de interés utilizando técnicas estadísticas. “El gran número de trabajos realizados recientemente utilizando este enfoque demuestra que los algoritmos empíricos tienen la capacidad de proporcionar información fiable sobre las aguas interiores y litorales” (Matthews 2011, p.6856).

El primer paso supone la obtención simultánea de la imagen y datos de los parámetros de calidad del agua de interés, además de información sobre el estado de la atmósfera. Este proceso supone un esfuerzo importante en muchas ocasiones, ya que las condiciones de iluminación cambian rápidamente y las muestras deben tomarse en

un periodo muy corto de tiempo (Domínguez y sus colaboradores consideran que menos de tres horas para asegurar condiciones de iluminación compatibles con la imagen (Domínguez Gómez et al. 2011)), circunstancia aún más importante si se trata de aguas litorales, muy dinámicas, por lo que el periodo de tiempo para la recogida de las muestras se acorta aún más. Después los datos deben prepararse, a menudo realizando correcciones atmosféricas y transformación a valores de reflectividad utilizando diversas técnicas. El siguiente paso es determinar la relación entre los valores de reflectividad y los parámetros de calidad del agua, lo que puede realizarse mediante modelos lineales simples, lineales múltiples o no lineales. Así se genera el algoritmo empírico, que se utilizará para estimar la distribución espacial del parámetro de calidad del agua en cuestión a partir de la reflectividad procedente de la imagen. Se han derivado infinidad de algoritmos diferentes, usando bandas individuales, cocientes entre bandas o combinaciones aritméticas de bandas como las variables independientes en el análisis de regresión simple o múltiple.

Aunque los modelos empíricos proporcionan poca información sobre los procesos físicos que tienen lugar durante la adquisición de la imagen, se utilizan a menudo por su mayor simplicidad y su relativamente alta precisión. Además, al necesitar datos adquiridos sobre el terreno, existe la posibilidad de evaluar su exactitud de forma inmediata. Los datos multiespectrales proporcionados por el sensor se pueden integrar fácilmente en el análisis de regresión para estimar los parámetros de calidad del agua, incluyendo tantas variables espectrales como estén disponibles.

Según Chuvieco, el principal inconveniente de estos métodos “atañe a su escasa capacidad de generalización, ya que sólo podrían aplicarse con las mismas o similares condiciones a la situación en que se generaron (condiciones ambientales del lugar, sensor, rango de la variable que se estima, condiciones de observación o atmosféricas, etc.)” (Chuvieco 2002, p.317). Normalmente, se espera que estos algoritmos funcionen bien únicamente en el área para la que se han calculado y dentro del rango de los valores que se han usado para derivarlos. Son más limitados que los métodos analíticos cuando los parámetros de calidad del agua covarían (como a menudo sucede en las aguas de tipo 2) (Matthews 2011).

Para Dekker, Malthus y Hoogenboom (Dekker et al. 1995), la limitación fundamental de este tipo de modelos es la posibilidad de obtener resultados espurios, ya que no es necesario que existan relaciones causales entre los parámetros que se estudian para obtener buenas estimaciones en un análisis de regresión.

- **Los métodos semiempíricos** se pueden utilizar cuando se dispone de un cierto conocimiento teórico de las características espectrales de los parámetros de calidad del agua que interesan. Este conocimiento se utiliza para ayudar en el análisis estadístico, que se puede concentrar en determinadas regiones espectrales o utilizar combinaciones de bandas específicas en el modelo generado por regresión. El modelo obtenido por estos métodos solamente puede aplicarse a los datos para los cuales se derivó. Es un método muy utilizado.

Para la aplicación de los métodos empíricos y semiempíricos siempre se necesitan datos *in situ*, es decir, muestreos simultáneos a la adquisición de la imagen, porque existe una serie de parámetros que son diferentes en cada misión espacial y algunos también en distintas adquisiciones de un mismo sistema de teledetección, como son:

- “la irradiancia total (en función de la elevación solar);
- la proporción de irradiancia solar directa/difusa;
- la reflexión especular en la superficie del agua;
- la rugosidad superficial de la masa de agua;
- la altura y composición de la columna atmosférica situada entre el sensor y la superficie del agua, que da lugar a diferencias en la radiancia atmosférica;
- la relación entre la reflectividad subsuperficial y las propiedades ópticas inherentes de la masa de agua;
- la relación entre las propiedades ópticas inherentes y los parámetros ópticos de calidad del agua” (Dekker et al. 1995, p.127)..

En la figura 2.4.1. se representa el esquema de los métodos analíticos, empíricos y semiempíricos tal como los resume Dekker (Dekker 1995). Los recuadros grises indican fases que no se realizan normalmente en los métodos empírico y semiempírico, aunque son fundamentales en el método analítico.

A continuación se presenta una revisión de los trabajos en esta materia que se han considerado más relevantes, organizados en tres grandes grupos según estén orientados al estudio y cuantificación de la turbidez/transparencia, los sólidos en suspensión o el fitoplancton presentes en el agua. Nos centraremos fundamentalmente en los trabajos que utilizan el método empírico y sensores de bandas anchas (tipo TM, ETM+ o SPOT), ya que son los que vamos a utilizar en el presente estudio. En esta revisión nos extenderemos más

en los trabajos más antiguos, puesto que para los trabajos más recientes existen excelentes revisiones publicadas, como las de Liu et al (Liu et al. 2003) y Matthews (Matthews 2011).

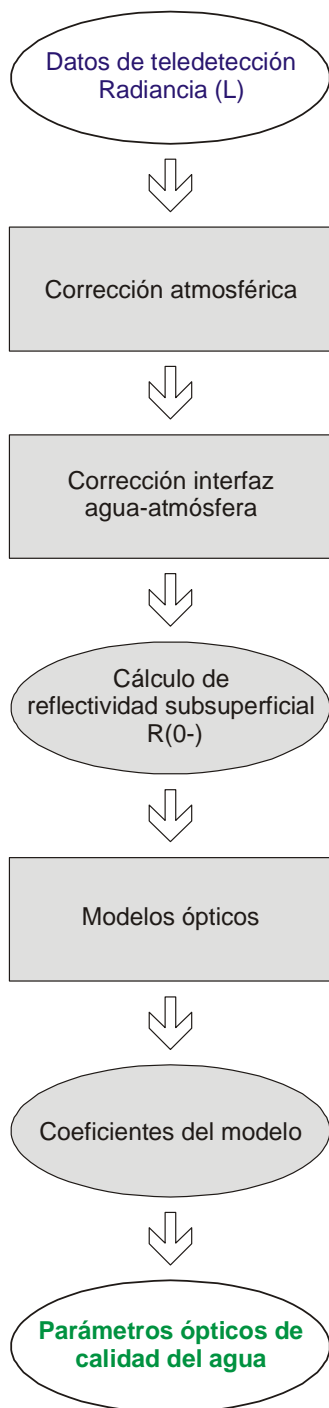


Figura 2.4.1. Esquema de los métodos para el cálculo de parámetros de calidad del agua a partir de imágenes de satélite (Dekker et al. 1995).

2.4.1. Turbidez y transparencia: parámetros globales de calidad

La circulación de las aguas en el océano implica tanto movimientos horizontales del agua en superficie como movimientos verticales-horizontales dentro del volumen de agua. Estos movimientos dependen de las diferencias de densidad en el agua, lo que a su vez depende de su temperatura y salinidad. Los movimientos superficiales adquieren la forma de derivas y corrientes que pueden detectarse fácilmente con diferentes técnicas de teledetección porque se reflejan normalmente en parámetros oceanográficos: temperatura, salinidad, turbidez, partículas en suspensión, estado de la mar o topografía superficial. La circulación en profundidad del océano, sin embargo, no siempre se refleja directamente en la superficie y no puede estudiarse tan fácilmente con teledetección, aunque cada vez parece más demostrado que la dinámica subsuperficial se manifiesta frecuentemente en superficie.

Tal como indican Jackson y Sheiham (Jackson & Sheiham 1991), la turbidez y el color son dos parámetros que describen cuantitativamente la apariencia de las masas de agua. El aspecto visual de una muestra de agua es consecuencia del efecto conjunto de la dispersión y absorción de la luz por el material disuelto y en suspensión en el agua. En general, se considera que el material disuelto es el responsable de la absorción de la luz mientras que las partículas en suspensión reflejan la luz en diferentes direcciones, siendo así responsables de los procesos de dispersión. La dispersión de la luz es la responsable de la apariencia opaca del agua a la que normalmente nos referimos como turbidez, mientras que el color se considera ocasionado por el material en disolución, que absorbe determinados tipos de luz, modificando el color de la masa de agua. En cualquier caso, esta separación entre los dos parámetros no es rígida, ya que las sustancias disueltas en el agua también dispersan la luz y los materiales en suspensión pueden presentar alguna coloración específica. A efectos prácticos, la contribución del material en suspensión se mide directamente en las muestras de agua y se identifica con turbidez, mientras que la medida del color del agua requiere un filtrado previo de la muestra para eliminar el material en suspensión, aunque la clasificación del material como en suspensión o en disolución en la práctica es arbitraria, en función del tamaño del poro del filtro empleado, como ya hemos comentado.

La medición del color se puede realizar de forma visual (por comparación de la muestra con una serie de soluciones estándar) o mediante métodos instrumentales que determinan la absorción de la luz de determinadas longitudes de onda al atravesar la muestra de agua, con unos instrumentos llamados espectrofotómetros. En este caso, la

longitud de onda normalmente empleada es 400 nm y el espesor de agua atravesado por la luz es de 40 mm. El resultado se expresa como absorbancia, es decir, porcentaje de luz incidente que es absorbida por la masa de agua. Como ya se ha indicado, el filtrado previo de la muestra de agua es esencial para eliminar el material en suspensión. Es importante destacar que, dado que el color de las aguas naturales se puede deber a la presencia de proporciones variables de un gran número de sustancias disueltas, cada una de las cuales presenta su propio coeficiente específico de absorción, no es posible relacionar directamente las mediciones de absorbancia con la concentración de ningún tipo de material disuelto.

La turbidez se utiliza más frecuentemente que el color para indicar la calidad visual del agua, y en muestras de agua se mide a través de un nefelómetro o turbidímetro, cuyo esquema simplificado aparece en la figura 2.4.1.1. La luz policromática procedente de la fuente de iluminación atraviesa el contenedor con la muestra de agua, y el detector mide la luz que ha sido dispersada, normalmente a una orientación de 90° respecto al rayo de luz incidente. La turbidez finalmente se calcula a través de un cociente entre la luz dispersada por la muestra y la luz dispersada por una suspensión seleccionada como referencia. Se suele medir la luz dispersada a 90° respecto al rayo incidente porque se ha comprobado que esta orientación, aunque no es la más sensible a la concentración de partículas en suspensión, si es la menos sensible al tamaño de dichas partículas (Jackson & Sheiham 1991).

Existen diferentes unidades de turbidez, aunque en la actualidad las unidades más frecuentemente utilizadas son las NTU (Unidades nefelométricas de turbidez), que utilizan como suspensión de referencia el polímero de formazin, que se prepara fácilmente, es relativamente estable y presenta un tamaño de partículas uniforme. La turbidez de la suspensión estándar de formazin se define como 40 NTU. Esta unidad es equivalente, en la práctica, a las Unidades de turbidez de Jackson (JTU), que a menudo son las unidades mencionadas en la legislación sobre calidad del agua (por ejemplo, en las Directivas europeas y en la legislación andaluza).

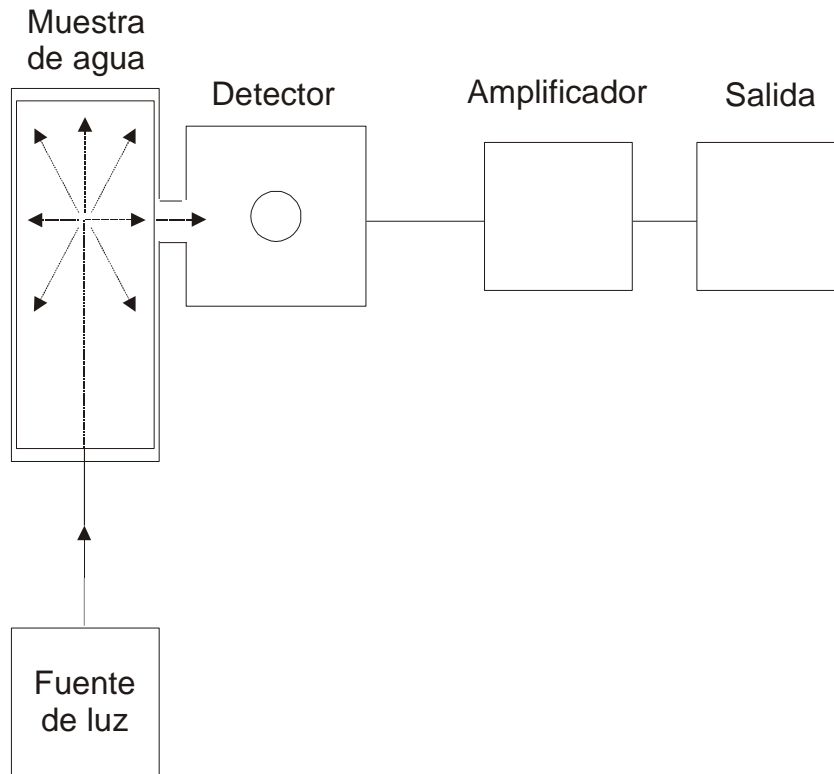


Figura 2.4.1.1. Diagrama simplificado de un nefelómetro o turbidímetro (Jackson & Sheiham 1991).

La dispersión de la luz, como sucede con la absorción, no puede relacionarse directamente con la concentración de partículas en el agua, ya que depende de la composición, forma, tamaño e índice refractivo de las partículas en suspensión (Chen et al. 2007). Como las aguas naturales contienen mezclas heterogéneas de material en suspensión, es imposible establecer relaciones generales entre turbidez y concentración de sólidos en suspensión. En casos concretos, cuando las partículas en suspensión presentan una composición constante, sí es posible encontrar una relación empírica entre turbidez y concentración de sólidos en suspensión.

Cuando la medición de la turbidez se hace *in situ*, en la masa de agua natural, sin recogida de muestras, normalmente se mide a través de la profundidad del disco de Secchi y entonces se habla de transparencia del agua. “La profundidad del disco de Secchi es un parámetro importante para los científicos e igualmente tiene un gran valor desde la perspectiva de la gestión del agua, ya que la claridad/transparencia de la masa de agua es a menudo la base de la percepción que el usuario tiene de la calidad del agua” (Matthews 2011, p.6873). La profundidad del disco de Secchi es inversamente proporcional a la cantidad de material orgánico e inorgánico presente en el agua (Matthews 2011).

El disco de Secchi es un disco blanco, de 30 cm de diámetro, que se sumerge lastrado con un peso que cuelga del centro de su cara inferior y se observa desde la superficie hasta que deja de verse. La profundidad a la que el disco desaparece de la vista es la profundidad aproximada a la que penetra la luz visible en el agua.

Las mediciones de profundidad del disco de Secchi son subjetivas, ya que se pueden obtener diferentes resultados en función de la persona que realice la observación. Además, se considera un método aproximado ya que “en la desaparición del disco a determinada profundidad intervienen factores como la altura del Sol y la claridad del cielo, entre otros” (Cifuentes et al. 1995). Para reducir el error en la determinación de la profundidad del disco de Secchi, se recomienda realizar dos mediciones en cada estación de recogida de datos, una al bajar el disco (cuando desaparece de la vista) y otra al subirlo (cuando se empieza a ver de nuevo), y hacer la media entre las dos. En cualquier caso, y pese a su subjetividad, es el método más utilizado para la determinación de la transparencia del agua *in situ*, y como indicador de la turbidez cuando no se puede medir por otros métodos.

Como la turbidez es una medida del grado de opacidad del agua, es admisible pensar que debe ser posible su estimación a partir de imágenes de satélite, al menos en las longitudes de onda más cortas en las que el agua no absorbe toda la energía electromagnética. De hecho, los estudios realizados indican que los datos Landsat y la profundidad del disco de Secchi presentan una correlación $r=0.9$ e incluso mayor (Rogers et al. 1975; Alparslan et al. 2007). El frecuente éxito en la medición de este parámetro tanto en agua dulce como marina usando datos Landsat hace pensar que se pueden discriminar amplios intervalos de turbidez incluso sin calibración superficial. De hecho, la medición cuantitativa de la turbidez como medida global a través de la teledetección es considerada operativa por muchos investigadores (lo que no puede decirse para tipos de sedimentos concretos o especies de fitoplancton), por lo que es el parámetro más normalmente utilizado como trazador natural para estudiar la circulación de las aguas marinas, especialmente en zonas litorales. Incluso hay ejemplos de programas totalmente operativos para el seguimiento de la calidad de las aguas en lagos a partir de imágenes de satélite, como por ejemplo en Wisconsin (EEUU), donde hay más de 12000 lagos que era imposible controlar mediante mediciones *in situ* de profundidad del disco de Secchi (Weier 2002).

Para medir la turbidez y cartografiar sus estructuras superficiales se utilizaron durante mucho tiempo fotografías aéreas, y después imágenes de satélite e imágenes adquiridas por sensores aerotransportados.

Una forma de detectar corrientes es interpretar estructuras de turbidez a través de fotografías aéreas, como demostraron **Hunter y Hill** (Hunter & Hill 1980) en el NW del Golfo de México. Utilizaron fotografías aéreas verticales en color tomadas desde una altura de 3700 m. El color y el tono se utilizaron para diferenciar el agua turbia y el fondo cuando el agua era poco profunda. Observando el desplazamiento de puntos característicos de las estructuras de turbidez en un intervalo de tiempo conocido entre dos pases sucesivos se pudo determinar la velocidad de la corriente. El intervalo de tiempo no debe ser ni muy largo ni muy corto; si es muy largo, las estructuras de turbidez pierden su forma y el punto característico elegido no se puede reconocer; si es muy corto, el movimiento de las estructuras de turbidez es muy pequeño y las medidas son menos precisas. También se pudo localizar en la fotografía aérea la fuente de material en suspensión que causaba la turbidez.

Una base importante para este tipo de aplicación es la relación lineal que existe entre la densidad de la película y la opacidad del agua. **Klooster y Scherz** (Klooster & Scherz 1974) demostraron en su estudio de los vertidos de una industria papelera a un río de Wisconsin que la turbidez está muy correlacionada con el brillo de la imagen. Así utilizando un microdensitómetro para medir el brillo de la imagen, la turbidez se puede determinar cuantitativamente. La fotografía se tomó a media tarde para evitar la reflexión especular del sol en el agua. Se utilizó una película infrarroja en color; la energía infrarroja sólo penetra unos pocos centímetros en el agua, eliminando así por completo los efectos del lecho del río. Se tomaron muestras al mismo tiempo que sobrevolaba el avión. Se utilizó un microdensitómetro que media una área de 50 micrómetros en la fotografía, lo que equivale a 0,3 m² en el agua a la escala utilizada. Se descubrió que existe una buena correlación positiva entre turbidez y reflectividad, que la turbidez depende del tamaño y forma de las partículas y sus características de reflectividad y que hay un momento en el que el agua está tan opaca que un aumento de la cantidad de materia en suspensión no causa un aumento significativo de la reflectividad. La curva turbidez-reflectividad derivada del análisis de la fotografía siempre presenta valores más altos que la derivada en el laboratorio, porque la fotografía aérea, además de mostrar la reflectividad del volumen de agua, también muestra la reflexión de la luz difusa que llega a la superficie del agua (luz atmosférica).

El uso de una plataforma espacial permite un mejor punto de vista para llevar a cabo interpretaciones oceanográficas a partir de fotografías para determinados fenómenos y escalas. **Mairs** (Mairs 1970) usó fotografías en color tomadas por el Apolo IX para distinguir masas de agua y estructuras de turbidez a gran escala y para inferir los procesos que funcionaban en la costa de Carolina del Norte, Estados Unidos. Mediante la combinación de

los datos de la fotografía espacial con datos meteorológicos, climáticos y de marea, se demostró que es posible desarrollar un modelo que explique el origen y la dispersión de las masas de agua turbia que aparecen en la fotografía adquirida desde satélite.

En determinadas escalas y fenómenos las imágenes de satélite son más apropiadas para el análisis de las estructuras de turbidez. Los métodos empleados en este tipo de trabajos son muy variados, para estudios tanto cualitativos como cuantitativos. Una posible clasificación sería la siguiente:

1. Interpretación cualitativa y visual de las imágenes de satélite en una sola banda o en composiciones de color.
2. Realce de la imagen mediante técnicas de segmentación del histograma o expansión del contraste.
3. Clasificación supervisada (utilizando datos de turbidez o transparencia tomados in situ para definir las áreas de entrenamiento) o sin supervisar.
4. Regresión (lineal simple, múltiple o no lineal) entre los valores de la imagen (valores digitales, radiancia, reflectividad o transformaciones de ellos) y valores de turbidez o transparencia tomados in situ.
5. Transformaciones especiales: cromacidad.
6. Redes neuronales empíricas.

1.- El primer método es el más sencillo, pero precisamente por ello es muy utilizado, con resultados bastante satisfactorios. Por ejemplo, **Finley y Baumgardner** (Finley & Baumgardner 1980) usaron 22 imágenes Landsat MSS en la banda roja (MSS 5, 600-700 nm) para estudiar el desarrollo de plumas de turbidez en Arkansas Pass, Texas. Se realizó una interpretación visual de la distribución de sedimentos en suspensión cerca de la costa y el agua se clasificó de acuerdo con los niveles de turbidez observados, cartografiándose la circulación superficial. También se estudiaron datos medioambientales recogidos en el momento de paso del satélite como velocidad y dirección del viento y condiciones de marea, lo que reveló la importante influencia del viento en la circulación superficial de la zona. Hay que señalar que la energía de la región del espectro utilizada penetra un máximo de un metro en el agua turbia y que por tanto, la información extraída se refiere solamente a esa capa superficial.

Pattiaratchi, Hammond y Collins (Pattiaratchi et al. 1986) aplicaron este mismo método a datos del sensor aerotransportado TM (ATM, *Airborne Thematic Mapper*) para

estudiar la circulación superficial alrededor de bancos de arena en el Norte del Canal de Bristol, usando la turbidez del agua y las líneas de espuma como trazadores naturales.

Como estaban interesados en las corrientes de marea, realizaron ocho pases el mismo día, entre la marea baja y la alta. No se aplicó ningún tratamiento a las imágenes, simplemente la visualización de un falso color de las bandas 2 (450-520 nm), 5 (630-690 nm) y 7 (760-900 nm), interpretando visualmente las corrientes superficiales. Los resultados obtenidos se compararon con medidas de turbidez tomadas in situ y con medidas de los vectores de las corrientes superficiales tomadas con un radar de alta frecuencia en el momento de paso del avión, y los resultados se consideraron satisfactorios.

La mayor parte de los estudios de circulación superficial a través de teledetección se realizan mediante el análisis de las estructuras de turbidez o bien de las estructuras térmicas presentes en el agua. Este tipo de estudios térmicos, que es muy útil en latitudes tropicales y subtropicales, no puede utilizarse en latitudes altas porque la dinámica de flujo se hace independiente de la temperatura si ésta es baja. La circulación oceánica responde a contrastes en la densidad del agua y en las latitudes altas la densidad está controlada por la salinidad. Aunque normalmente los contrastes de salinidad no son detectables con sensores remotos en la región visible, el agua dulce descargada en el Pacífico Norte contiene sedimentos muy finos de origen glaciar que pueden utilizarse como trazadores de esas masas de agua dulce e indicadores por tanto de la circulación superficial de la zona. **Ahlnäs y Royer** (Ahlnäs & Royer 1989) han comparado cinco sensores montados en satélite para evaluar su utilidad en estudios de este tipo. Las estructuras de turbidez son claramente visibles en composiciones de falso color de imágenes Landsat TM que contengan las bandas 1 y 2 (azul, 450-520 y verde, 520-600 nm respectivamente), especialmente la banda 1 si la concentración de sedimentos es baja. En MSS las mismas estructuras son visibles claramente en la banda 4 (verde, 500-600 nm), y un poco menos en la banda 5 (rojo, 600-700 nm). El DMSP (*Defense Meteorological Satellite Program*) tiene una resolución espacial de 0,6 Km. y su banda 1 es tan amplia que cubre todo el espectro visible e infrarrojo cercano (400-1100 nm) y, sin embargo, se muestra útil en la detección de estructuras de turbidez a pequeña escala (los remolinos detectados en la zona, alrededor de las islas Kayak, tienen un diámetro de unos 20 kilómetros). El CZCS también muestra las estructuras de turbidez más destacadas, aunque falla a la hora de detectar estructuras particulares, lo mismo que sucede con el AVHRR de NOAA en su banda 1 (rojo, 600-700 nm). La conclusión es, por tanto, que si bien todos ellos son capaces de mostrar las estructuras de turbidez, la elección de un sensor u otro vendrá determinada por la escala del trabajo a realizar, ya que la resolución espacial es crítica.

Willem H. Brackel (Brackel 1984) analiza visualmente las plumas de los ríos Tana y Sabaki (Kenia) a partir de imágenes MSS. En transparencias de las imágenes delimita la máxima extensión de las estructuras de turbidez en la desembocadura de ambos ríos, separadamente para las bandas 4, 5, y 6 (verde, rojo e infrarrojo cercano). La banda 6 penetra menos en el agua y revela sólo altas concentraciones de materiales cerca de la superficie; las bandas 4 y 5 son sensibles a concentraciones menores de sedimentos a mayores profundidades de la columna de agua. Por ello, los trazados de las tres bandas por separado se superponen para producir un mapa de plumas de sedimentos con isolíneas de concentración relativas.

La interpretación visual de la banda 4 del sensor Landsat MSS (longitud de onda verde) es también utilizada por **Wagle** (Wagle 1985) para interpretar la circulación de las aguas turbias que desembocan en la costa occidental de la India.

Más recientemente y también en la costa de la India, concretamente en el estuario del Ganges, se han interpretado imágenes de la banda 3 (rojo) de Landsat TM para obtener información sobre la circulación superficial de las aguas, utilizando la turbidez como trazador (**Islam et al.** 2002).

2.- El segundo método (realce visual de la imagen mediante técnicas de segmentación del histograma o expansión del contraste) es el utilizado por **Balopoulos et al.** (Balopoulos et al. 1986). Toman la banda 4 del sensor MSS (verde, 500-600 nm) como base para la interpretación de la circulación superficial en el golfo de Thermaikos (Norte del Mar Egeo). El objetivo es la comparación entre los resultados de aplicar un modelo matemático de circulación de las aguas y las estructuras visibles en una imagen de satélite, bajo diferentes condiciones meteorológicas. El único tratamiento aplicado a las imágenes fue una expansión del contraste en la banda 4. Las imágenes así producidas se compararon con los resultados del modelo matemático; en general, se encontró una gran similitud entre las estructuras de circulación inferidas de las imágenes y las predicciones hidrodinámicas obtenidas del modelo numérico. Sin embargo, se comprobó que la coincidencia es mayor para situaciones de calma y baja descarga de los ríos o fuertes vientos y alta descarga que para situaciones intermedias, aunque quizás esto se deba a que en las imágenes sólo se recoge el movimiento superficial, mientras que el modelo calcula el movimiento de la masa de agua en su conjunto.

La dinámica de la Bahía Chesapeake se ha estudiado mediante el examen de 92 imágenes de diferentes fechas de Landsat MSS banda 5 (rojo, 600-700 nm), con segmentación del histograma en color (*color density slicing*) a través de un sistema de visualización por televisión (**Munday & Fedosh** 1981). La pluma se cartografió a partir de discontinuidades superficiales de turbidez. Los resultados muestran que la pluma, con vientos del norte o calma se acerca a las costas de Virginia al sur de la bahía, pero con vientos de suroeste se extiende hacia el este sobre un área mucho mayor y que, como era de esperar, la pluma es mayor durante la marea baja que durante la alta.

Por su parte, **Froidefond** y sus colaboradores (Froidefond et al. 1991) también utilizan la segmentación del histograma para extraer información sobre la circulación de las aguas en el estuario de la Gironde, en Francia, a partir de una imagen SPOT HRV X. En este caso, se constató que la banda 1 (verde) presenta un mayor rango de variación cuando la turbidez es baja y la banda 2 (rojo) cuando los niveles de turbidez son más altos. Por ello y para no renunciar a información en ninguna zona del estuario, primero se sumaron las dos bandas visibles y el resultado se multiplicó por dos para aumentar el rango de los valores. El resultado de esta operación se segmentó en intervalos de 5 valores digitales, y al resultado se le asignó una gama de colores, lo que permitió extraer información útil sobre la circulación en este estuario.

El mismo objetivo (obtener información sobre la circulación superficial de las aguas), en este caso en la Bahía de Dublín (Irlanda), llevó a **Masterson y Conry-McDermott** (Masterson & Conry-McDermott 1989) a trabajar con imágenes Landsat MSS, Landsat TM y Spot HRV. Las bandas correspondientes a la longitud de onda del rojo (banda 5 en MSS, 3 en TM y 2 en Spot) fueron segmentadas, coloreadas e interpretadas desde la perspectiva de la dinámica de las aguas en relación con las condiciones meteorológicas y de marea en el momento de adquisición de cada imagen.

En un trabajo dirigido por **Nilsen** (Nilsen et al. 1987) se probaron varios métodos para extraer información sobre turbidez del agua de forma cualitativa, en un estudio realizado para profundizar en el conocimiento de la circulación del agua en el sistema de fiordos de Gaupne, Luster y Sogne (Noruega), usando imágenes Landsat TM. El tratamiento más simple aplicado a las imágenes fue la segmentación de las bandas visibles (1, 2 y 3, correspondientes a las longitudes de onda del azul, verde y rojo respectivamente) y la asignación de diferentes colores a cada clase. Según los autores, las imágenes así tratadas fueron las que proporcionaron más información sobre la circulación del agua en la zona,

frente a otras técnicas más complejas también utilizadas (clasificaciones supervisadas y sin supervisar y transformación de cromacidad).

Froidefond y su equipo (Froidefond et al. 1991) utilizaron operaciones matemáticas entre bandas para cartografiar la pluma de la Gironda, uno de los mayores estuarios de Europa, formado por la conjunción de dos grandes ríos: el Garona y el Dordogne y regido por un régimen macromareal (rango mareal de 5,5 m en la boca del estuario y corrientes de marea de hasta 3 m/s).

La imagen utilizada es una SPOT-HRV y fue adquirida ya corregida radiométrica y geoméricamente. Su procesado se inicia con la estimación de los efectos atmosféricos y batimétricos para evitar, por ejemplo, confundir niebla o una barra submarina con sedimentos en suspensión. Para ello se estudiaron los parámetros atmosféricos más representativos del momento de toma de la imagen, que resultaron ser los propios de una situación de cielos despejados en la zona, por lo que se mantuvieron los valores iniciales SPOT en el procesado posterior. Para evitar confusión entre barras submarinas y la pluma de turbidez, se superpuso un mapa batimétrico a la imagen y se seleccionó como área de estudio sólo la zona de la pluma situada sobre profundidades mayores de 5 m. Después se estudió la distribución de los valores radiométricos en los tres canales y se compararon los perfiles radiométricos para seleccionar el canal o la combinación de canales más apropiada para el estudio de sedimentos en suspensión. El estudio de los histogramas de las tres bandas en la zona de la pluma nos indica que la banda 3 (infrarrojo cercano) no es útil para su estudio, ya que el agua absorbe toda la radiación en esta longitud de onda; el rango de las bandas 1 y 2 es de aproximadamente 25 valores digitales, y como la concentración de materia en suspensión varía entre 10-50 mg/l, se puede decir que la sensibilidad de las bandas 1 y 2 nos permite distinguir variaciones de 2 mg/l. El estudio de un perfil de la pluma en el eje de máxima variación nos indica que la variación de la banda 1 es mayor cuando la concentración de materia en suspensión es menor y la variación de la banda 2 es mayor cuando la concentración de materia en suspensión es mayor, lo que lleva a pensar que para analizar la estructura de la pluma es mejor utilizar una combinación de las dos bandas. Sin embargo, para cuantificar la concentración de materia en suspensión es mejor la banda 2, ya que la banda 1 también contiene información del contenido en clorofila. Finalmente, se procedió a la definición de la estructura geométrica de la pluma de turbidez para determinar las direcciones de movimiento de la materia en suspensión. Para ello, tal como se decidió en el apartado anterior se utilizó una combinación de las bandas 1 y 2; se sumaron y para aumentar el rango de variación, el resultado se multiplicó por dos. En la imagen resultante, se dibujaron isólineas con un intervalo de 5 unidades, lo que permite visualizar claramente la

pluma, que en realidad estaba formada por tres plumas separadas por dos canales por donde circulaba agua relativamente clara, y que corresponden a la penetración lateral de agua del océano asociada a las corrientes de marea.

Zhu, He y Deng (Zhu et al. 2002) también utilizaron la segmentación del histograma en su estudio evolutivo (entre 1973 y 1998) de la transparencia de las aguas en el estuario del río Perla en el sur de China con imágenes Landsat MSS y TM. Como es habitual, las bandas elegidas fueron MSS 2 y TM3 en el rango espectral entre 600 y 700 nm.

El mismo método se ha utilizado en España para el análisis de la turbidez en series temporales, tanto en las aguas litorales de Gran Canaria (**Hernández Bartolomé & Hernández Calvento** 2003), como en las de Andalucía (**Moreira** et al. 2009).

3.- La clasificación digital, ya sea supervisada o sin supervisar, a pesar de ser una de las operaciones de tratamiento digital de imágenes con más tradición y más empleada en determinados campos, no se ha utilizado mucho en el tema que nos ocupa, quizá por el escaso rango de valores digitales que presenta el agua. De todos los trabajos consultados, muy pocos mencionan el uso de esta técnica. Uno de ellos, pionero en el estudio de la calidad del agua mediante imágenes de satélite, es el de **Klemas** et al. (Klemas et al. 1973), que se comenta más adelante. Otro es el de **Nilsen, Selseth y Nilsen** (Nilsen et al. 1987), que realiza una clasificación supervisada por el método de mínima distancia y otra sin supervisar sobre una imagen Landsat TM con el objetivo de extraer información sobre los patrones espaciales de turbidez en los fiordos de Gaupne, Luster y Sogne en Noruega. Las clasificaciones se realizan sobre una imagen en la que se ha enmascarado la tierra, de manera que se pueda identificar el máximo número de clases en el agua. Para la clasificación supervisada se utilizan áreas de entrenamiento que representan diferentes niveles de turbidez, delineadas sobre una composición en color natural. En esta experiencia se concluyó que el método supervisado identifica más niveles de turbidez en el agua, y por tanto es más adecuado para este tipo de aplicaciones que la clasificación sin supervisar.

4.- El análisis de regresión entre los valores de la imagen y valores de turbidez tomados *in situ* para derivar un modelo que permita calcular la turbidez para toda la imagen es el método más empleado para obtener resultados cuantitativos, si se trabaja con sensores de bandas anchas como los que estamos tratando. Este método empírico tiene la ventaja de ser simple (siempre que se cumplan los requisitos ambientales y matemáticos para la aplicación de esta técnica, cosa que en muchos casos ni siquiera se comprueba) y

adaptarse a cada situación concreta. La principal dificultad para su aplicación es que se necesitan datos de campo tomados al mismo tiempo del paso del satélite.

Holyer (Holyer 1978) realizó un estudio de campo en el Lago Mead, Nevada, sobre la aplicación de la teledetección al estudio de la turbidez. Desde un barco se midió la radiancia procedente de la superficie del agua en diez bandas espectrales entre 400 y 1000 nm. Simultáneamente se obtuvieron muestras de agua en la superficie y se realizaron medidas de la profundidad del disco de Secchi. Los datos de radiancia se corrigieron por los efectos atmosféricos y por la presencia de olas en el agua, para dar lugar a la reflectividad del volumen, R . Se descubrió que el factor dominante que influía la correlación entre R y turbidez era el tamaño de las partículas y no su tipo. Se realizaron modelos que relacionaban tanto la cantidad de materia en suspensión medida en mg/l como la turbidez medida en unidades nefelométricas con R a través de modelos polinómicos de segundo orden usando una o más bandas espectrales. También se obtuvo un algoritmo que él calificó de “universal” utilizando dos longitudes de onda, 652 y 782 nm, que podría tener éxito en extrapolación espacial. Sin embargo, la aplicación de los algoritmos de Holyer a datos Landsat corregidos atmosféricamente en el estuario del río Fraser en la Columbia Británica por **Aranuvachapun y LeBlond** (Aranuvachapun & LeBlond 1981) dieron como resultado errores mayores de los esperados, y en este caso un algoritmo logarítmico de concentración de sedimentos en suspensión consiguió un ajuste más perfecto.

Lathrop y Lillesand (Lathrop & Lillesand 1989) utilizaron datos del sensor multiespectral de SPOT para delinear la pluma del Río Fox en el Lago Michigan y para estudiar la calidad de sus aguas en general. Se tomaron medidas *in situ* de una serie de parámetros de calidad del agua: temperatura, clorofila-a, turbidez y profundidad del disco de Secchi. La imagen Spot fue corregida radiométrica y geoméricamente y los puntos de muestreo (elegidos entre los que tenían una profundidad mayor que el doble de la profundidad del disco de Secchi, para evitar interferencias del fondo) se localizaron calculando su valor como la media de ventanas de 3x3 píxeles centradas en ellos. Los valores digitales así obtenidos se convirtieron entonces en radiancia y se calcularon las ecuaciones de regresión entre los parámetros de calidad del agua y diferentes bandas o combinaciones de ellas. Las ecuaciones se usaron después para cartografiar la distribución de los parámetros de calidad del agua. En general, la correlación entre la reflectividad y los logaritmos de los parámetros de calidad del agua es muy alta; la banda 1 (verde, 500-590 nm) es la peor correlacionada y el mejor resultado se consiguió con una combinación del cociente banda 2/banda 1 (rojo/verde) y la banda 3 (infrarrojo cercano, 790-890 nm) en el modelo de regresión como variables independientes.

Siamak Khorram (Khorram 1981) utilizó el análisis de regresión para estudiar la distribución espacial de tres parámetros de calidad del agua (sólidos en suspensión, clorofila y turbidez) en la Bahía de San Francisco a partir de datos adquiridos con el sensor aerotransportado OCS (Ocean Colour Scanner), con una resolución espectral de 10 bandas, de las que sólo se utilizaron cuatro, en concreto las centradas en las longitudes de onda 506 (banda 3), 586 (banda 5), 667 (banda 7) y 778 nm (banda 10), ya que todas las demás bandas estaban muy correlacionadas con alguna de éstas. El mejor modelo que se pudo conseguir para estimar la turbidez a partir de los datos de las 29 muestras de agua recogidas simultáneamente a la adquisición de la imagen presenta un coeficiente de correlación de Pearson con las medidas de turbidez de 0.79, e incluye tanto la banda 3 (azul-verde) como la 10 (infrarrojo cercano).

En un trabajo posterior, **Chesire, Khorram y Brockhaus** (Chesire et al. 1985) utilizan datos Landsat TM para cartografiar parámetros de calidad del agua en el estuario del río Neuse (Carolina del Norte), entre ellos la turbidez. Las imágenes se corrigieron geométricamente a partir de 25 puntos de control para cada hoja del topográfico y una ecuación de quinto orden, para localizar los puntos de muestreo. Para cada punto se extrajo el valor de la imagen como una media de la ventana de 9 píxeles que lo contiene, en todas las bandas excepto la térmica y se eligieron al azar 15 de los puntos de muestreo para usarlos en la validación del modelo. Para desarrollar el modelo de regresión, en primer lugar se representaron en gráficos los datos de turbidez frente a cada banda para ver si existía alguna tendencia evidente. El criterio para seleccionar las bandas a utilizar se basó casi exclusivamente en las características espectrales de las aguas turbias descritas en la literatura, pero siempre confirmadas por los gráficos iniciales. Como resultado, en las 75 muestras se encontró una alta correlación entre turbidez y la banda roja (630-690 nm) y las tres bandas infrarrojas (760-900 nm, 1550-1750 nm y 2080-2350 nm). Sin embargo, los modelos lineales que usan una o más de las bandas infrarrojas como variables independientes dieron siempre malos resultados. Los gráficos de turbidez-bandas infrarrojas indicaban una tendencia a aumentar la reflexión del infrarrojo con mayores niveles de turbidez, pero para cada uno de los cinco niveles de turbidez encontrados había un rango de 1 a 3 valores digitales, es decir, algunos niveles de turbidez se correspondían sólo con un valor digital concreto, mientras que otros se correspondían con tres valores digitales correlativos. Este rango puede representar ruido de los datos espectrales o influencias desconocidas de otros parámetros del agua. Se decidió hacer una media de los valores digitales de cada banda para cada nivel de turbidez en las bandas roja e infrarrojas, aplicándose con éxito modelos de regresión entre la turbidez y la banda 4 (IRC) y entre la turbidez y el cociente $TM\ 4/TM\ 3$ (IRC/R). Después se aplicaron los modelos más

satisfactorios a toda el área y se agruparon los valores resultantes en intervalos de turbidez significativos, creando así mapas con códigos de color que reflejaban la distribución de las estructuras de turbidez en el área de estudio.

Mausel y sus colaboradores (Mausel et al. 1991) exploraron la posibilidad de usar datos de video multiespectral analizados por ordenador para determinar la profundidad del disco de Secchi en nueve lagos de Indiana, con muy distintas características físicas y limnológicas. Las imágenes de video se recogieron verticalmente con un sistema multiespectral en tres bandas: 1, verde (543-552 nm); 2, rojo (644-656) y 3, infrarrojo próximo (815-827) y se digitalizaron posteriormente, dando una resolución espacial de aproximadamente 3 m. Se tomaron medidas de profundidad del disco de Secchi en 25 puntos y se calculó el valor digital de cada uno a través de muestras de 15x15 píxeles. También se calculó el cociente B1/B2. Los valores de los puntos de muestreo para las tres bandas y el cociente se correlacionaron con las profundidades del disco de Secchi usando los valores originales y también sus logaritmos, mediante regresión lineal y se calculó el correspondiente coeficiente de correlación de Pearson. Los resultados demostraron que la banda 3 (IRC) es de muy poca utilidad, ya que da unos coeficientes de correlación muy bajos ($r=-0,25$ tanto para los valores originales como para los logaritmos). La banda 1 por sí sola (original o logaritmo) también da muy malos resultados ($r=-0,14$). La banda roja presenta una alta correlación con la profundidad del disco de Secchi tanto en los valores originales como logaritmos ($r=-0,83$ y $r=-0,91$). El mejor resultado, sin embargo, es el obtenido para el cociente B1/B2 ($r=0,93$ y $r=0,84$), posiblemente porque funcione como una función de normalización, reduciendo los posibles efectos de diferentes condiciones en la superficie del agua.

Dekker y Peters (Dekker & Peters 1993) estudian la utilidad de las imágenes Landsat TM para obtener información sobre distintos parámetros de calidad del agua, entre ellos la turbidez medida como profundidad del disco de Secchi en un sistema de lagos eutróficos como es el de Loosdrecht, en Holanda. El estudio se realizó en dos fechas distintas, en las que se recogió una muestra de agua en cada lago simultáneamente a la adquisición de la imagen. Tras la corrección geométrica, se enmascaró la tierra y se extrajeron los valores digitales correspondientes a las bandas visibles e infrarroja cercana (bandas 1 a 4) para una ventana de 17 x 17 píxeles (equivalente a 510x510 metros) en cada lago muestreado. Finalmente, se realizaron varios análisis de regresión simple entre los parámetros de calidad del agua y los valores de la imagen, tanto originales como transformados logarítmicamente. Para la profundidad del disco de Secchi se obtiene un resultado mucho mejor con el modelo logarítmico que con el lineal, con un coeficiente de

correlación de Pearson con la banda 3 de -0.93. El principal problema de este trabajo es el reducido número de muestras disponibles, sólo 9 para una de las fechas y 10 para la otra. Ello reduce claramente la significación de los resultados obtenidos. Además, los autores comparan la signatura espectral de los lagos estudiados extraída mediante un espectrorradiómetro sobre el terreno y la respuesta de las bandas TM, ilustrando muy bien el principal problema que se encuentra a la hora de realizar estudios de calidad en aguas interiores o costeras: la insuficiente resolución espectral de los sensores disponibles.

También Landsat TM es el sistema de teledetección utilizado por **Claudia Zuccari** (Zuccari et al. 1993) y sus colaboradores en la Bahía Guanabara, en Río de Janeiro, Brasil. En esta ocasión, a partir de 36 datos obtenidos por muestreo de las aguas de la Bahía en un periodo de 5 horas alrededor del momento de adquisición de la imagen, exploran la relación entre la turbidez, medida como profundidad del disco de Secchi, otros indicadores de la calidad del agua y los valores digitales de las bandas TM, los cocientes entre las bandas 1/3 y 2/3 y los dos primeros componentes principales para zonas de 120 x 120 metros centradas en los puntos de recogida de las muestras. El método empleado es la regresión múltiple *stepwise* de los parámetros de calidad del agua, tomados como variables independientes, y los datos extraídos de la imagen, que actúan como variables dependientes. La profundidad del disco de Secchi participa en la mayor parte de los modelos definidos, lo que indica su importante relación con la reflectividad del agua tal como la mide el sensor Landsat TM.

Harrington, Schiebe y Nix (Harrington et al. 1992) relacionaron los valores de reflectividad exoatmosférica extraídos de imágenes Landsat MSS con la turbidez (expresada en NTU y como profundidad del disco de Secchi) y la cantidad de sólidos en suspensión en el lago Chicot, en Arkansas. Para cada parámetro se probaron modelos de regresión lineal simple con la reflectividad exoatmosférica calculada a partir de cada banda de la imagen, modelos logarítmicos y modelos exponenciales (de la forma $Ref. \text{ exoatm.} = A + B(1 - e^{-(SS)})$). Para los tres parámetros fueron los modelos exponenciales los que consiguieron un mejor ajuste. En el caso de la turbidez la banda que mejor la predice es la 2 (longitud de onda del rojo), consiguiendo un coeficiente de correlación de Pearson $r = 0.82$ cuando se mide en NTU y $r = 0.72$ si se expresa como profundidad del disco de Secchi.

El sistema Spot HRV es el elegido por **Goodin** y su equipo (Goodin et al. 1996) para estudiar la distribución espacial de la turbidez medida en unidades nefelométricas en el embalse de Turtle Creek, en Kansas. Los valores de turbidez medidos en 21 localizaciones del embalse de forma simultánea a la adquisición de la imagen oscilan entre 3 y 15 NTU, y se utilizaron como variable dependiente en dos modelos de regresión lineal simple en los

que intervienen la radiancia en las bandas 1 (verde) y 2 (rojo) respectivamente como variables independientes. La mejor estimación se consigue con la banda roja, que alcanza un coeficiente de correlación de Pearson con la turbidez de 0.92, con el modelo Turbidez (NTU) = 2.463 L_2 - 83.06.

Bowers y su equipo (Bowers et al. 2002) intentaron relacionar la cantidad de sedimentos en suspensión y la turbidez (expresada como profundidad del disco de Secchi y como coeficiente de atenuación de la radiación fotosintéticamente activa, K_{par}) en el mar de Irlanda con la reflectividad obtenida a partir de un radiómetro de una sola banda equivalente a la banda 1 del sensor AVHRR embarcado en los satélites de la serie NOAA (580-680 nm). El análisis de regresión lineal simple realizado a partir de los datos extraídos de 85 puntos dio mejores resultados para el inverso de la profundidad del disco de Secchi ($r = 0.79$) que para los sólidos en suspensión ($r = 0.48$), diferencia que los autores consideran que se debe al influjo del tamaño de las partículas en suspensión, aunque esta hipótesis no se pudo comprobar en este trabajo. Esta experiencia se realizó en momentos en que la concentración de fitoplancton era mínima, y los autores suponen que en los momentos de floraciones planctónicas en este mar la relación reflectividad-profundidad del disco de Secchi se verá alterada, puesto que la presencia de clorofila aumenta la atenuación en este rango de longitud de onda pero no la reflectividad.

El trabajo de **Barale** y sus colaboradores (Barale et al. 2002) resulta interesante por utilizar un sensor de características muy diferentes de los mencionados hasta ahora, concretamente el MOS-B a bordo del satélite indio IRS-P3. Este sensor, diseñado específicamente para obtener información de las aguas marinas, presenta una resolución espacial de 523 metros y una resolución radiométrica excepcional de 16 bits. Dispone de 13 bandas espectrales de una anchura de 20 nm entre 408 y 1010 nm. La zona de estudio es el noroeste del Mar Negro, donde se realizaron mediciones de profundidad del disco de Secchi en 12 estaciones, que posteriormente se relacionaron con la radiancia medida por el sensor a través de un modelo de regresión lineal múltiple. En concreto, el modelo más ajustado para el cálculo de la profundidad del disco de Secchi en toda la zona incluye el logaritmo de los valores de radiancia de las bandas 4 y 5 (azul-verde y verde respectivamente) como variables independientes y el logaritmo de la profundidad del disco de Secchi como variable dependiente, con un coeficiente de correlación de Pearson $r = 0.86$. Los principales problemas para la aplicación de este modelo a toda la zona son el escaso número de observaciones en que se basa y el hecho de que las mediciones de profundidad del disco de Secchi no son simultáneas a la adquisición de la imagen, existiendo un desfase de varios días.

Kloiber, Brezonik, Olmanson y Bauer (Kloiber et al. 2002) aplican el análisis de regresión múltiple *stepwise* para calcular profundidad del disco de Secchi en los más de 500 lagos del área metropolitana de Twin Cities, a partir de imágenes Landsat MSS y TM y de las series de observaciones de este parámetro en los lagos entre 1973 y 1998. El análisis de regresión múltiple *stepwise* se realiza para cada fecha por separado, con un número de observaciones que oscila entre 30 y 180. Según los autores resultan más adecuados los modelos semilogarítmicos que los lineales porque cumplen los requisitos de homoscedasticidad, normalidad y no autocorrelación de los residuos en los que se apoya el análisis de regresión. El modelo definido para TM incluye el cociente entre las bandas 1 y 3 (azul y roja) más la banda 1 como variables independientes, y alcanza un coeficiente de determinación $R^2 = 0.75$, el mismo que se consigue para MSS, aunque en este caso con el cociente banda 1/banda 2 (verde y roja) y la banda 1 como variables independientes. En este trabajo se evalúa también la importancia de la simultaneidad de las medidas de profundidad del disco de Secchi y la adquisición de la imagen, y los autores concluyen que es un elemento crítico en el desarrollo del modelo, y que la diferencia temporal máxima aceptable es de ± 1 día, al menos en lagos de estas características.

De la comparación de los resultados mencionados hasta ahora con los obtenidos en trabajos como el dirigido por **Koponen** (Koponen et al. 2002) resulta evidente el carácter crítico que tiene la resolución espectral en la obtención de información de calidad del agua a partir de datos de teledetección. En este caso se utilizó un espectrómetro hiperespectral aerotransportado (AISA) para simular datos del sensor MERIS (a bordo del satélite europeo Envisat, con una resolución espacial de 250 metros y 15 bandas espectrales entre 390 y 1040 nm), que se utilizaron para desarrollar un modelo de regresión para el cálculo de la turbidez, profundidad del disco de Secchi y clorofila-a a partir de los datos de 122 estaciones. Para la profundidad del disco de Secchi el modelo de regresión calculado presenta un coeficiente de determinación $R^2 = 0.93$ e incluye como variable independiente la expresión $(L_{521} - L_{781}) / (L_{700} - L_{781})$ (L indica radiancia y el subíndice hace referencia a la longitud de onda central de la banda en nanómetros). El modelo de regresión para la turbidez tiene un coeficiente de determinación $R^2 = 0.85$ y la variable independiente es la radiancia de la banda centrada en 714 nm.

En su tesis doctoral y en artículos posteriores, **José Antonio Domínguez** (Domínguez Gómez 2003; Domínguez Gómez et al. 2009) también busca la relación empírica entre transparencia (medida *in situ* en varias lagunas de gravera de la Comunidad de Madrid) y reflectividad medida por los sensores Landsat 5 TM y Landsat 7 ETM+ mediante análisis estadístico. En este caso, la conclusión alcanzada es que la relación entre

ambos parámetros es exponencial y que la banda más eficaz para el cálculo de los valores de transparencia del agua es la 2 (verde), con coeficientes de determinación R^2 superiores a 0.89 para ambos sensores.

El mismo tipo de conclusión es alcanzada por **Doña** y sus colaboradores en dos trabajos más recientes (C. Doña et al. 2009; Doña et al. 2011). En el primer caso trabajan con datos procedentes de masas de agua de diversas características (desde oligotróficas a extremadamente hipertróficas, lagunas de gravera de la Comunidad de Madrid y L'Albufera de Valencia), consiguiendo un coeficiente de determinación $R^2=0.97$. En el segundo trabajo se comprueban los modelos anteriores con datos de nuevas campañas de muestreo en L'Albufera y se derivan nuevos modelos que presentan la misma forma exponencial y consiguen un error en la estimación inferior al 12%.

5.- La transformación de cromacidad también se ha utilizado para cartografiar estructuras de turbidez. Se basa en la colorimetría (medida precisa del color), que es significativa en varios aspectos de la teledetección, pero especialmente en sus aplicaciones a estudios de la calidad del agua.

La especificación del color no es tan evidente como pudiera parecer, y se han establecido varios sistemas alternativos para definirlo. La mayor parte de ellos se basan en un espacio tridimensional en el que los tres colores primarios (rojo, verde y azul) forman tres ejes ortogonales. La especificación única de un color requiere la identificación de un punto en este espacio, que indica el valor de tono (longitud de onda dominante), el de saturación (pureza) y el de brillo del color dado. Estos ejes definen un espacio "triestímulo" en el que cualquier color puede representarse como una mezcla de los tres primarios, es decir, un punto en ese sistema de coordenadas. Para muchas aplicaciones es mejor definir un plano bidimensional estableciendo:

$$R = r / r+v+a$$

$$V = v / r+v+a$$

$$A = a / r+v+a$$

Los valores R, V y A definen localizaciones en una superficie bidimensional que muestra variaciones en tono y saturación pero no contiene variaciones en brillo, porque R, V y A se han estandarizado dividiendo por el brillo total de cada primario. Así, los colores representados de este modo varían solamente en tono y saturación, porque la información de brillo se ha suprimido mediante la estandarización. Por ejemplo, R especifica porcentaje de rojo, pero no lleva información sobre si es un rojo brillante u oscuro.

En 1931, la *Commission Internationale de l'Eclairage* (CIE) (Comisión Internacional de la Iluminación) se reunió en Inglaterra para definir estándares internacionales para especificar el color. La CIE define el espacio *triestímulo* como sigue:

$$X = X / X+Y+Z$$

$$Y = Y / X+Y+Z$$

$$Z = Z / X+Y+Z$$

donde X, Y y Z corresponden aproximadamente al rojo, verde y azul primarios, y x, y y z son las coordenadas CIE de cromacidad. Además, $x+y+z=1$.

Los tres primarios CIE son artificiales porque se definen para facilitar la manipulación matemática y no corresponden con colores físicos reales. Ya que x, y y z suman 1, solamente se necesitan dos de ellas para especificar un color, ya que la tercera puede determinarse a partir de las otras dos. Por lo tanto, el diagrama de cromacidad de la CIE tiene solamente dos ejes, usando la x y la y para localizar un determinado color en el diagrama. El diagrama CIE es útil para especificar colores de una forma precisa y para transferir especificaciones de color de un contexto a otro.

La figura 2.4.1.2 muestra el diagrama de cromacidad de la CIE. El eje vertical es el eje y (verde) y el horizontal el x (rojo), cada uno con una escala de 0 a 1. En las coordenadas $x = 0.333$, $y = 0.333$ (y por supuesto entonces $z = 0.333$), los tres primarios tienen el mismo brillo y el color es blanco. Los colores a los que el ojo humano es sensible están dentro de la herradura dibujada en la figura; los colores cercanos al centro no tienen un color dominante; la pureza (saturación) aumenta hacia los bordes de la herradura, donde los colores están totalmente saturados. En la línea de base de la herradura, conocida como la línea púrpura, se localizan los colores "no espectrales" (aquellos que no aparecen en el espectro de colores porque están formados por la mezcla de colores de los diferentes extremos del espectro). Los colores espectrales se localizan en secuencia alrededor de la herradura.

Alföldi y Munday (Alföldi & Munday 1978) han aplicado el concepto de cromacidad a datos Landsat MSS. Definieron un *Diagrama de cromacidad Landsat* análogo al de la CIE, excepto porque éste define el espacio del color usando las bandas MSS 4, 5 y 6 (verde, roja e infrarroja cercana) en lugar de los primarios rojo, verde y azul. Así los valores del infrarrojo cercano de la banda 6 sustituyen al primario que falta. Como los valores digitales Landsat no llevan información sobre brillo absoluto, es necesario utilizar los datos de calibración

apropiados para calcular el brillo en cada banda, es decir, la radiancia, calculándose a continuación las variables x, y y z según las fórmulas ya descritas.

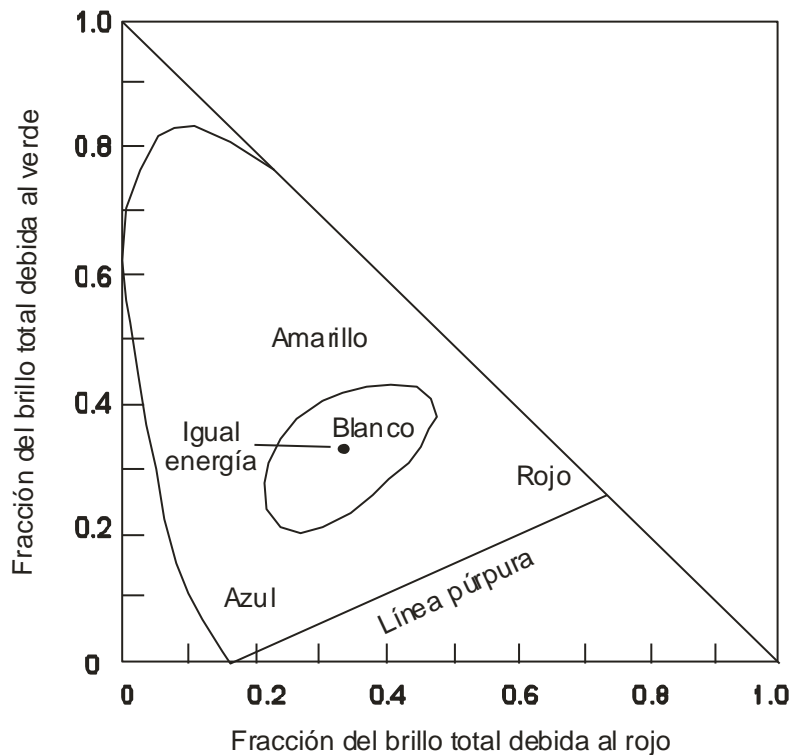


Figura 2.4.1.2. Diagrama de Cromacidad de la CIE (Campbell 1987, p.418).

Las coordenadas de cromacidad Landsat pueden utilizarse para evaluar la turbidez del agua. La figura 2.4.1.3 muestra el diagrama de cromacidad Landsat, que es idéntico al de la CIE excepto porque usa las bandas MSS 4, 5 y 6 en lugar de los colores primarios. "E" es el punto de igual radiancia, donde coincide el valor de radiancia para las tres bandas. La línea curva que se extiende a la derecha del punto de igual radiancia son los puntos definidos experimentalmente que representan las posiciones de los píxeles de agua; los píxeles con posiciones en el extremo derecho de dicha línea representan agua clara. Conforme las medidas de cromacidad se mueven hacia el otro extremo de la línea, cerca del punto de igual radiancia, las propiedades espectrales de los píxeles cambian, indicando un aumento de la turbidez a medida que la posición del píxel se acerca al extremo izquierdo de la línea. Esta línea la definieron experimentalmente Alföldi y Munday en su área de estudio, usando muestras de agua tomadas en el momento de adquisición de la imagen. En estudios concretos y detallados es importante definir la línea específica para la zona en cuestión.

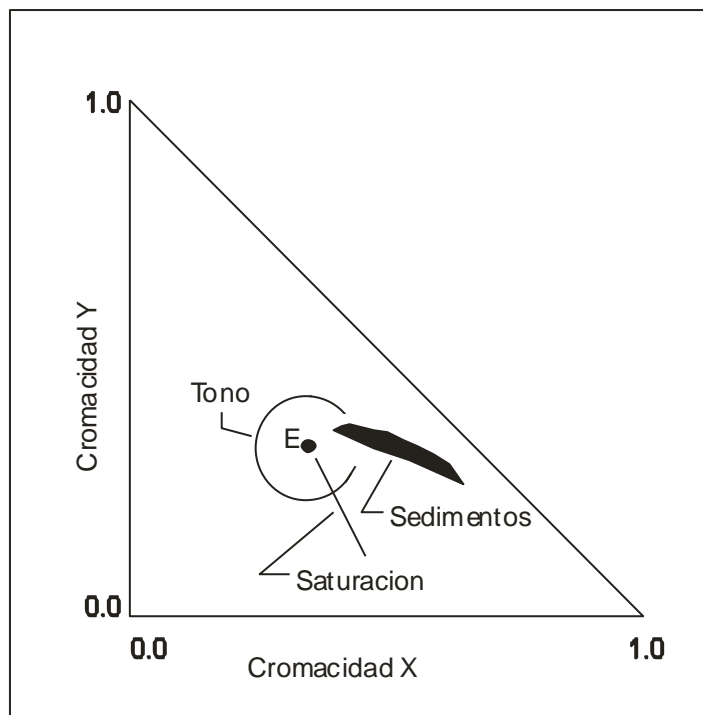


Figura 2.4.1.3. Diagrama de cromacidad para Landsat MSS, basado en Alföldi y Munday (1977) (Campbell 1987, p.420).

También es conveniente no realizar la transformación para los píxeles individuales, sino hacer medias de un grupo de píxeles adyacentes para reducir el ruido que puede estar causado por el sensor, presencia de espuma en el agua u otro tipo de anomalía. La técnica de la cromacidad no parece ser sensible a las variaciones de ángulo solar, materia orgánica en disolución o concentración de clorofila (Munday & Alföldi 1979).

En 1981 **Tommy Lindell** (Lindell 1981) presenta los primeros resultados obtenidos de la aplicación de esta técnica para el estudio de la calidad de las aguas de tipo 2 en Suecia; en concreto, este primer estudio se realiza en el Lago Mälaren y pretende relacionar los índices x e y de cromacidad derivados de imágenes Landsat MSS con la turbidez del agua, medida en JTU y como profundidad del disco de Secchi. Una vez calculados los índices de cromacidad, Lindell aplica un análisis de regresión con los datos de calidad del agua, y como resultado obtiene una serie de modelos para el cálculo de la turbidez y la profundidad del disco de Secchi. Los mejores modelos incluyen siempre el índice X de cromacidad, con un coeficiente de correlación de Pearson con las medidas reales de turbidez y profundidad del disco de Secchi $r = 0.90$. Probablemente el índice X de cromacidad de mejores resultados que el Y debido a que las bandas de mayor longitud de

onda son absorbidas en mayor medida por el agua, incluso si los niveles de turbidez son elevados.

Posteriormente el mismo **Lindell junto con Steinvall, Jonson y Claesson** (Lindell et al. 1985) realizaron un estudio de toda la costa de Suecia a través de datos Landsat MSS con el objetivo de cartografiar la turbidez de las aguas litorales para conocer la carga de sólidos y nutrientes y para establecer la base de futuros estudios de batimetría por láser, ya que el láser requiere aguas transparentes hasta el fondo. Los datos de campo recogidos simultáneamente al paso del satélite eran: profundidad del disco de Secchi, temperatura, materia en suspensión, conductividad y densidad óptica a diferentes longitudes de onda. Se aplicó la técnica de cromacidad para eliminar las diferencias causadas en las diferentes escenas por el ángulo solar y las condiciones atmosféricas, ya que esta técnica (igual que cualquier otro cociente entre bandas) reduce las distorsiones que afectan a todas las bandas en la misma proporción. En primer lugar se enmascaró la tierra de las imágenes para analizar solamente los píxeles de agua, creando una máscara binaria y determinando un umbral en la banda MSS 7 (infrarrojo cercano, 800-1100 nm) interactivamente. Después se suavizó la imagen mediante un filtro de media móvil de 6x4 píxeles, con el objetivo de mejorar la resolución radiométrica eliminando parte del ruido, aunque su aplicación supone una pérdida de resolución espacial. Finalmente las coordenadas de cromacidad se calcularon a partir de los valores de radiancia absoluta aplicando la fórmula ya mencionada. La imagen de cromacidad presenta ya los valores de turbidez. Sin embargo, cuando la turbidez está causada por una mezcla de materia orgánica e inorgánica, tiene que calibrarse con medidas tomadas in situ. En este caso el valor de turbidez para cada muestra se comparó con la media del área correspondiente en la imagen de cromacidad (típicamente se utilizaron 25-50 píxeles para calcular la media) y se calculó la curva de calibración que relaciona las dos variables (en la práctica resultó ser una recta). La ecuación de la recta se usa entonces para calibrar la imagen de cromacidad completa, dando como resultado una imagen que muestra la profundidad del disco de Secchi. Como se contaba con datos de campo para todas las escenas se aplicaron ecuaciones específicas para cada una. Aún así, se realizó un test de verificación en una escena usando la ecuación de calibración de otra para comprobar las posibilidades de la transformación de cromacidad para derivar modelos multitemporales. El resultado dio un coeficiente de correlación con las medidas reales del disco de Secchi $r = 0,95$.

Tras las experiencias de Lindell, otros autores han utilizado también esta técnica, con resultados variables. **Baranowska** (Baranowska 1993) aplica la transformación de cromacidad a imágenes Landsat MSS y TM (bandas 1, 2 y 3, correspondientes a las

regiones azul, verde y roja del espectro) para calcular la profundidad del disco de Secchi en 42 lagos de Polonia usando un modelo de regresión derivado a partir de los datos de 59 observaciones “in situ” realizadas en ocho fechas diferentes. A diferencia de los resultados obtenidos por Lindell, el mejor modelo para el cálculo de la profundidad del disco de Secchi incluye el índice Z de cromacidad, consiguiendo un coeficiente de correlación con las medidas reales $r = -0.81$ y un error estándar de la estimación de 0.6 metros.

Harrington, Schiebe y Nix, (Harrington et al. 1992) en el trabajo ya mencionado, también probaron la transformación de cromacidad para calcular turbidez y profundidad del disco de Secchi en el lago Chicot, Arkansas, a partir de datos medidos in situ e imágenes Landsat MSS. En este caso, la mejor correlación con las medidas reales de turbidez se obtuvo con el primer índice de cromacidad (X), alcanzándose un coeficiente de determinación $R^2 = 0.74$ aunque utilizando un modelo semilogarítmico.

En un trabajo más teórico, **Bukata, Pozdnyakov, Jerome y Tanis** (Bukata et al. 2001) utilizan la cromacidad para definir la longitud de onda dominante en la reflectividad de una masa de agua con diferentes proporciones de *agentes productores de color* y su pureza espectral. Los resultados irregulares obtenidos en la aplicación de la cromacidad a aguas de tipo 2 llevan a los autores a afirmar “claramente, las relaciones entre longitud de onda dominante, pureza espectral... y las concentraciones naturales de los diferentes agentes colorantes del agua (materia orgánica en disolución, clorofila, sólidos en suspensión) ilustran la precariedad de cualquier intento de relacionar las observaciones de color del agua con la calidad del agua, puesto que el mismo color puede deberse a muchas combinaciones diferentes de agentes productores de color. Así, la cromacidad, pese a su éxito en la estimación remota del color del océano, es una técnica muy limitada para delinear las concentraciones simultáneas de material orgánico e inorgánico en la columna de agua de las masas de agua continentales, a no ser que se sepa que son binarias en sus cualidades ópticas (es decir, formadas exclusivamente por agua pura y un agente productor de color cuya identidad se conoce) o son similares en su composición a las aguas oceánicas (productos de desecho covariando con clorofila y cantidades insignificantes de materia inorgánica en suspensión). Aun así, el uso cauteloso y juicioso del color del agua (a través de observaciones directas o por series temporales de observaciones mediante teledetección) puede resultar útil para la evaluación de cambios en la calidad de masas de agua ópticamente complejas, aunque se recomendarían otras técnicas en lugar de la cromacidad.” (Bukata et al. 2001, p.168).

6. Más recientemente se empezaron a utilizar las redes neuronales en el trabajo con imágenes de satélite, fundamentalmente para el desarrollo de modelos inductivos o empíricos (Chuvieco 2002). Un ejemplo de la aplicación de este tipo de métodos para el estudio de la calidad del agua es el presentado por **Zhang, Pullianen, Koponen y Hallikainen** (Zhang et al. 2002), que trabajan con imágenes Landsat TM y ERS-2 SAR en aguas del Golfo de Finlandia. En general, en las aguas litorales la presencia de sólidos en suspensión y materia orgánica en disolución en proporciones variables además de fitoplancton genera una situación óptica muy compleja; precisamente la generación de modelos para este tipo de situaciones complejas es una aplicación natural de las redes neuronales empíricas. Según estos autores, una red neuronal se puede describir como una combinación de neuronas diseñadas para resolver un problema. La red presenta al menos tres capas: la capa de entrada, una capa oculta y la capa de salida. En este tipo de redes neuronales toda la información se mueve en una dirección durante la operación, desde la capa de entrada hacia la de salida. La primera capa distribuye los parámetros de entrada (en este caso, las radiancias de los diferentes píxeles para los cuales se dispone de información sobre calidad del agua en las diferentes bandas TM y en la imagen SAR) a la segunda capa, que es la capa oculta. Esta capa oculta consiste en un número variable de neuronas donde cada parámetro de entrada se multiplica por el parámetro de ponderación de su conexión y todas las entradas a la neurona se suman y se les aplica una función sigmoidea no lineal. La tercera capa recibe estos datos, y se pasan de nuevo a través de las neuronas. En este estudio, la entrada son los valores digitales de las siete bandas TM y de la banda SAR después de haber sido modificados para hacerlos compatibles en resolución espacial y radiométrica. Los valores de esta capa de entrada se distribuyen a cinco neuronas en la capa oculta, donde se llevan a cabo las funciones de activación. Los valores calculados por la capa oculta se convierten en el input de la capa de salida de la red neuronal, que también les aplica la función de activación. La salida de esta capa es finalmente el valor de los parámetros de calidad del agua estudiados, en este caso clorofila, sólidos en suspensión y turbidez. En este caso se usaron valores extraídos de 27 puntos de los que se recogieron muestras de forma simultánea a la adquisición de la imagen para entrenar la red neuronal, y otros 26 para comprobar su funcionamiento. En el caso de la turbidez se obtuvo, para el modelo definitivo, un coeficiente de correlación $r = 0.99$ y un error estándar de la estimación de 0.21, que son resultados mucho mejores que los que se han obtenido en ningún trabajo mediante análisis de regresión, aunque quizá estos buenos resultados no sean achacables en su totalidad al uso de redes neuronales y es posible que la utilización de datos SAR además de ópticos también haya contribuido en cierta medida.

Por otra parte, aunque el uso de algoritmos complejos como los derivados mediante redes neuronales parecen, en general, aumentar las correlaciones con los valores de los parámetros de calidad del agua, habría que preguntarse si la mejora es lo suficientemente significativa como para justificar su dificultad matemática (Matthews 2011), especialmente cuando se sigue dependiendo de la recogida de muestras simultánea a la adquisición de la imagen.

Algunos autores no se deciden por ningún método a priori sino que prueban varios de ellos para escoger el que ofrezca mejores resultados. El trabajo de **Klemas** y sus colaboradores (Klemas et al. 1974) en la bahía Delaware, un estuario de la costa Este de los Estados Unidos ilustra tres métodos. Se analizaron diez imágenes MSS adquiridas en diferentes momentos del ciclo de marea, con especial énfasis en la concentración de sedimentos en suspensión, circulación litoral, plumas de vertidos de desechos y sistemas frontales litorales. Se recogieron datos de la profundidad del disco de Secchi y concentración de sedimentos en el momento del paso del satélite. Tras el análisis de regresión se encontró una fuerte correlación entre la concentración de sedimentos, el inverso de la profundidad del disco de Secchi y la radiancia de la imagen en la banda 5 (rojo, 600-700 nm). Hasta un metro de profundidad la banda 5 se correlaciona muy bien con la turbidez y la carga de sedimentos medida *in situ*.

El segundo método empleado por estos autores fue el realce de la imagen mediante la segmentación del histograma en cada banda. Esto supone agrupar los niveles de gris en intervalos y asignar un color a cada uno de ellos. Se descubrió que la banda 5 (rojo) muestra más niveles de turbidez que la 4 (verde) o la 6 (IRC), lo cual es consistente con los resultados obtenidos en la mayor parte de los trabajos sobre el tema (Cox et al. 1998; Härmä et al. 2001; Kallio et al. 2008; Wu et al. 2008; Duan et al. 2009).

El tercer método empleado es una clasificación supervisada a partir de los valores digitales de la imagen Landsat MSS. Se seleccionaron áreas de entrenamiento en función de los datos de campo de que se disponía y se realizó una clasificación píxel a píxel. Se asignó un color a cada clase produciéndose un mapa de concentración de sedimentos de suspensión en la bahía. En todos estos análisis se supuso que los efectos atmosféricos son uniformes en toda el área de estudio, lo que no siempre es cierto.

El mismo autor (Klemas 1980) utilizó imágenes Landsat MSS para cartografiar frentes en la zona litoral; ello es posible porque la masa de agua separadas por un frente difieren en turbidez y en propiedades espectrales. También difieren en temperatura y

salinidad pero estos parámetros no se pueden observar con MSS, como tampoco son visibles en estas imágenes las líneas de espuma que suelen indicar un frente, debido a su mala resolución espacial. El autor empleó dos métodos: interpretación visual de las imágenes realizadas por segmentación del histograma en la banda 5 (rojo) y correlación de la radiancia de esa misma banda con medidas de concentración de sedimentos en suspensión tomadas in situ. Los frentes se localizan en zonas con un fuerte gradiente de concentración de sedimentos en suspensión.

LeDrew y Franklin (LeDrew & Franklin 1984) deducen los modelos de circulación superficial en una zona del lago Eire a través de las estructuras de dispersión de los sedimentos observadas en las imágenes Landsat MSS, interpretadas siempre en relación con los vientos dominantes. La base de la cartografía de las corrientes superficiales por este método es la premisa de que la gradación en la densidad de los sedimentos en la imagen se corresponde con la dirección de la corriente. Para las imágenes que sólo estaban disponibles en papel, la interpretación se hizo visualmente en tres categorías subjetivas utilizando la banda 4 (verde). Para las imágenes disponibles en formato digital, el análisis se basó en técnicas digitales de procesado de imágenes:

1. Debido al poco rango de las imágenes Landsat sobre el agua, el ruido es bastante considerable y para reducirlo se aplicó un filtro de suavizamiento 5x5 a las bandas 4 (verde) y 5 (rojo).
2. Se corrigió geométricamente una imagen respecto a la base cartográfica UTM y las otras imágenes se registraron con ésta.
3. Se probaron varias técnicas de realce para las estructuras de turbidez: expansión del contraste en la banda 4 (verde); segmentación del histograma en la banda 4; análisis de componentes principales; clasificación sin supervisar de las 4 bandas, lo que dio peores resultados que la simple segmentación del histograma de la banda 4; clasificación hipercuba utilizando las bandas 7 y 4, la primera para aislar el agua y la segunda segmentada en intervalos de 5 valores digitales para bajas concentraciones de sedimentos y mayores para altas concentraciones.

No se encontró una sola técnica que diera buenos resultados para todas las imágenes: unas veces fue el análisis de componentes principales y otras la clasificación hipercuba (pseudosegmentación) o incluso la simple expansión del contraste.

Las estructuras de turbidez en el Mar de Bering y la dispersión de la pluma del río Yukon han sido estudiadas por **Dean** y sus colaboradores (Dean et al. 1989), mediante el análisis de imágenes NOAA AVHRR, Landsat MSS y Landsat TM. Estos autores consideran que las imágenes de satélites son óptimas para este tipo de aplicaciones porque proporcionan una visión sinóptica de la zona, a partir de la cual pueden deducirse la distribución de las masas de agua y la circulación superficial. Para el análisis de turbidez que es el que aquí nos interesa se utilizaban datos MSS y TM. La banda 5 MSS (rojo) se usó para examinar la distribución superficial de las aguas turbias descargadas por el río Yukon. La tierra fue enmascarada y se segmentó el histograma para identificar diferencias relativas en turbidez. La dirección de movimiento de la pluma se dedujo de su forma y la curvatura de los remolinos. Los datos TM se utilizaron para examinar la distribución de sedimentos en suspensión descargados por el río Yukon, a través de la pluma de agua turbia que se forma en la desembocadura. El procesado de los datos consistió en enmascarar las zonas de tierra y nubes, realzar el contraste de cada banda y combinar diferentes bandas para formar composiciones en color. También se utilizaron técnicas de realce como el análisis de componentes principales, cocientes entre bandas (1/3 y 1/2, es decir, azul/rojo y azul/verde) y segmentaciones del histograma. Se crearon composiciones en color de los componentes principales y los cocientes entre bandas. Las mejores composiciones para mostrar la distribución espacial de las aguas cálidas y turbias descargadas por el río son la de los tres primeros componentes principales y la de los dos primeros componentes principales y el cociente entre las bandas azul y roja.

2.4.2. Materia y sedimentos en suspensión

Con el nombre de materia en suspensión nos referimos a la masa total de partículas suspendidas en la masa de agua, medidas por unidad de volumen. Incluye tanto componentes inorgánicos (minerales) como orgánicos (fitoplancton y productos de desecho); en concreto, a la fracción cuyo tamaño se encuentra entre 1 y 100 μm se le denomina seston (Domínguez Gómez et al. 2011). Es un parámetro importante para describir la calidad de una masa de agua, porque se relaciona de forma general con la producción primaria, el transporte de sedimentos y, de forma más específica, con la claridad/opacidad del agua, que es un indicador global de la calidad del agua, como ya comentamos anteriormente (Matthews 2011). Incluiremos aquí trabajos que tratan tanto sobre materia en suspensión en general como específicamente sobre sedimentos en suspensión (fracción inorgánica solamente).

Los sedimentos inorgánicos típicos tienen un coeficiente dispersión/absorción mucho mayor que la unidad a lo largo de todo el espectro visible; de aquí que la presencia de sedimentos en el agua de lugar a un aumento de la reflectividad del volumen y que el agua cargada de sedimentos aparezca más brillante que el agua pura.

Los distintos tipos de partículas inorgánicas, con diferentes distribuciones de tamaño y formas dan lugar a diferentes funciones de dispersión y diferentes magnitudes de absorción. Por lo tanto, cada situación concreta requiere una calibración individual y, cuando hay diferentes tipos de partículas que varían simultáneamente, la medida de la reflectividad en una sola banda espectral no puede transformarse en datos de concentración de partículas, haciéndose necesarios métodos multispectrales que incluyan varias bandas incluso cuando el número de componentes ópticamente activos es pequeño.

Varios de los autores consultados consideran que las mejores longitudes de onda para medir con un sensor pasivo la cantidad de sedimentos en suspensión son entre 550 y 650 nm (verde-rojo); longitudes de ondas más cortas introducen demasiado ruido atmosférico y las más largas sufren una gran absorción por parte del agua, restringiendo la recogida de datos a unos pocos centímetros en la parte más superficial de la columna de agua. Por su experiencia en el estuario del río Yangtze, con concentraciones de sedimentos en suspensión de hasta 1000 mg/l, Han y sus colaboradores (Han et al. 2006) consideran que la región del verde (550 nm) es adecuada para bajas concentraciones de sedimentos en suspensión, pero se satura a altas concentraciones, para las cuales resulta de utilidad la banda roja (670 nm) (más adelante se expone una reseña más completa de su trabajo). Frente a ellos, algunos autores han encontrado más útiles las bandas infrarrojas cercanas, incluso a relativamente bajas concentraciones de materia en suspensión (por ejemplo, en los trabajos de Doña (Carolina Doña et al. 2009; Doña et al. 2011), que utilizan la banda 4 de Landsat TM y en los que la concentración máxima de materia en suspensión es de 80 y 86.8 mg/l respectivamente). Dekker y su equipo (Dekker et al. 2002), sin embargo, consideran que el uso de la banda infrarroja cercana de Landsat TM (banda 4) por sí sola presenta inconvenientes, como son su menor sensibilidad, calibración radiométrica menos fiable y mayor influencia del efecto de adyacencia que en las bandas visibles del mismo sensor. Según Matthews (Matthews 2011), la solución puede ser utilizar cocientes (infrarrojo cercano/verde o infrarrojo cercano/rojo) en lugar de la banda IRC sola, lo que reduce la influencia del tamaño de grano y forma de las partículas. Por eso, considera los cocientes especialmente útiles para áreas de estudio con grandes variaciones en la concentración de materia en suspensión, como son los estuarios (en función de la estación o la situación de la marea).

La precisión de las medidas de la concentración de sedimentos en suspensión a través de la teledetección no se ha investigado en detalle, si nos referimos a los resultados de métodos empíricos aplicados a sensores de bandas anchas. La mayor parte de los investigadores ha calculado la regresión entre la concentración de sedimentos en suspensión (S) o su logaritmo y la radiancia procedente del agua con o sin cocientes multispectrales o normalización, y ha usado el modelo resultante para construir un mapa de isolíneas de S. En la mayor parte de los trabajos, la precisión de la medición se expresa únicamente mediante el coeficiente de correlación de los datos utilizados para realizar la regresión, puesto que no se suele disponer de datos reales para evaluar la calidad del modelo. Además, en este tipo de sensores hay demasiados pocos valores de radiancia para cada valor de S como para aplicar un test de normalidad de la radiancia. Aún así, se conocen varias fuentes de error en este tipo de estudios. Una de ellas es el ruido del sensor. En Landsat TM, un ruido del sensor de un solo valor digital en cada banda da como resultado un error del 100% en la estimación cuando la concentración de sólidos en suspensión es baja. Este error potencial se reduce en la práctica, ya que la mayor parte de los investigadores utilizan medias de varios píxeles en lugar de los valores originales para suprimir el bandeo del sensor, aumentar la ratio señal/ruido y reducir el posible error en la localización de los lugares de recogida de las muestras. En sistemas con mejor resolución radiométrica y mejores ratios señal/ruido se consiguen medidas más precisas, pero ya veremos (ver apartado 2.5) que los sistemas con estas características no suelen tener la resolución espacial necesaria para el estudio de las aguas litorales e interiores, salvo excepciones (como MERIS para masas de agua continentales).

Otra fuente de error es la asociada con la heterogénea distribución de los materiales en suspensión en el agua. Es un error inherente a todos los tipos de recogida de datos, incluso cuando se comparan datos de campo con datos obtenidos desde satélite. Cuanto mayor es la heterogeneidad en la distribución de los sólidos en suspensión en el interior del píxel mayor es el error, ya que la muestra recogida puede no ser representativa del valor medio de partículas en suspensión en el campo de visión del sensor.

Todas estas dificultades explican en parte que haya muchos menos trabajos que intenten cuantificar la materia en suspensión que la turbidez o la clorofila a. Según Matthews (Matthews 2011), encontrar algoritmos que separen efectivamente la señal de los sólidos en suspensión y la de la clorofila a es una de los retos actuales en este tipo de trabajos.

Aunque ya se ha dicho que la cuantificación de los sedimentos en suspensión a través de teledetección a menudo requiere una calibración individual para cada imagen, se

han utilizado también otros métodos. Una clasificación de los métodos empleados en las referencias consultadas podría ser la siguiente:

1. Calibración de la imagen a través de análisis de regresión simple o múltiple entre los valores de la imagen (valores digitales o transformados en magnitudes físicas) y datos de concentración de sedimentos en suspensión tomados *in situ*.
2. Transformaciones especiales, como el análisis de componentes principales o el de cromacidad.
3. Clasificación digital.
4. Análisis lineal de mezcla espectral (ALME).
5. Redes neuronales.
6. Métodos analíticos, utilizando las propiedades ópticas inherentes de la masa de agua a estudiar.

1.- Empezaremos por analizar aquellas aplicaciones que usan la regresión con datos tomados *in situ*, ya que son los más numerosos entre las fuentes consultadas.

Es clásico el trabajo de **Munday y Alföldi** (Munday & Alföldi 1979), citado prácticamente en todos los artículos posteriores. En él los autores prueban tres tipos de modelos de regresión sobre datos Landsat MSS para obtener información sobre concentración de sólidos en suspensión en la Bahía de Fundy, Nueva Escocia. Los modelos utilizados son: un modelo lineal, un modelo logarítmico y el modelo no lineal desarrollado por **Gordon** y su equipo (Maul & Gordon 1975) ($N = c + [S / (\psi + \eta S)]$), donde N es la radiancia aparente, S es la concentración de sedimentos en suspensión y c, ψ y η son constantes que se calculan a partir de los coeficientes específicos de absorción y dispersión del agua, los pigmentos y el material en suspensión en el agua). Los resultados de los análisis de regresión simple (con una sola banda de Landsat MSS) utilizando los tres modelos indican que cualquier modelo no lineal se ajusta mejor a los datos de radiancia y concentración de sólidos en suspensión que un modelo lineal, aunque éste último pueda ser de utilidad para rangos muy pequeños de concentración de sólidos en suspensión.

Aranuvachapun y Walling (Aranuvachapun & Walling 1988) utilizan este método en un trabajo cuyos objetivos son: demostrar qué precisión se puede obtener en la estimación del contenido de sedimentos en suspensión a través de los valores de radiancia calculados a partir de Landsat MSS; demostrar la universalidad de ciertos algoritmos de detección de sedimentos y demostrar la explotación potencial de Landsat MSS en el estudio de la carga y transporte de sedimentos. Como se han realizado muchos estudios para concentraciones

normales de sedimentos, los autores se centran en el río Amarillo, caracterizado por su hiperconcentración de sedimentos, y tratan de demostrar la aplicabilidad de los algoritmos desarrollados para casos normales. El procesado de los datos parte de una corrección de los errores introducidos por la función de respuesta del sensor a través de los valores de sesgo (offset) y ganancia (gain). A continuación, los valores corregidos son convertidos en valores de radiancia absoluta y se aplica una corrección atmosférica. Demuestran que la radiancia atmosférica en condiciones de cielo despejado es solamente entre el 2,7 y el 4,6% de la radiancia máxima de los datos MSS, mientras que los cambios en radiancia causados por las diferencias de ángulo de elevación solar pueden alcanzar hasta el 26,6%. Por ello la corrección de lo segundo se consideró más importante y se realizó a través de la normalización de todas las imágenes a un ángulo de elevación solar común, 52°, a través de la fórmula:

$$R' = R_0 \cos \theta / \cos \theta'$$

siendo R_0 los valores de radiancia absoluta sin corregir, θ el ángulo de elevación solar estándar y θ' el ángulo de elevación solar de la imagen a corregir. Después se aplicó una fórmula que relaciona radiancia en la banda 5 (rojo) y concentración de sedimentos para valores normales:

$$R' = u - v \ln S,$$

obteniéndose u y v empíricamente de la curva que mejor se ajusta a los valores de R' y S . Los resultados se compararon con los datos de campo y demostraron que, aún en concentraciones elevadas de sedimentos, la fórmula es apropiada.

MacFarlane y Robinson (MacFarlane & Robinson 1984) también tienen en cuenta los efectos de cambios en el ángulo de elevación solar a la hora de desarrollar un algoritmo de concentración de sedimentos en suspensión y normalizaron todas las imágenes MSS utilizadas dividiendo por el coseno del ángulo de elevación solar ($\cos \theta$), además de corregir los efectos atmosféricos. Según estos autores, esta corrección mejora muchísimo la correlación entre la concentración de sedimentos en suspensión y los datos derivados de la imagen de satélite. La conclusión es entonces que, teniendo suficientes datos de campo simultáneos al paso del satélite y aplicando una larga serie de operaciones correctoras a las imágenes es posible conseguir un algoritmo de calibración de sedimentos en suspensión multitemporal y específico para un área concreta. Como tratamos con aguas del tipo 2, y las características ópticas de los sedimentos varían en cada zona litoral, parece improbable que se pueda conseguir un algoritmo universal para la concentración de sedimentos en suspensión. Sin embargo, los autores consideran que puede que sea posible desarrollar un algoritmo universal que relacione datos Landsat corregidos atmosféricamente y con el

ángulo solar normalizado con medidas ópticas de turbidez tomadas *in situ*. Sería entonces posible la calibración de imágenes Landsat recibidas previamente y podía interpretarse en relación con los tipos locales de sedimentos mediante la toma de muestras *in situ* sin necesidad de relacionarlas con un pase concreto del satélite. Si sólo se pretendiera obtener información de turbidez y no de tipos concretos de sedimentos, no se necesitaría ni siquiera visitar el área de estudio. Aunque los autores eran optimistas y un algoritmo de este tipo parecía prometedor, todavía no ha sido desarrollado.

El método empleado por **Ritchie y Cooper** (Ritchie & Cooper 1988) es también el análisis de regresión simple y múltiple entre datos de concentración de sedimentos en suspensión tomados *in situ* y datos Landsat MSS. Se usaron 27 imágenes de las que había datos de campo simultáneos o casi simultáneos: 14 de ellas sirvieron para desarrollar las ecuaciones y las otras 13 para probarlas. Las imágenes fueron corregidas geoméricamente para localizar los puntos de muestreo y los valores digitales para cada uno se calcularon como la media de una ventana de 25 píxeles centrada en ese punto.

Para el análisis de regresión, los valores de concentración de sedimentos en suspensión se relacionaron con seis parámetros derivados de los datos Landsat:

1. Valores digitales.
2. Valores digitales corregidos por sustracción del valor mínimo menos uno (corrección por el método del “objeto oscuro”).
3. Radiancia calculada a partir de los valores digitales.
4. Radiancia calculada a partir de los valores digitales corregidos por el método del “objeto oscuro”.
5. Reflectividad calculada a partir de los valores digitales.
6. Reflectividad calculada a partir de los valores digitales corregidos por el método del “objeto oscuro”.

Se calcularon varias ecuaciones para cada uno de estos parámetros y se seleccionaron dos para cada uno, una con una banda y otra con varias, basándose en el mayor coeficiente de determinación y menor error estándar de la estimación. Después de su aplicación a las restantes 13 imágenes y la comparación de los resultados con los datos de campo, se dedujeron las siguientes conclusiones: algunas ecuaciones dan buenos resultados cuando la concentración de sedimentos es baja y otras cuando es alta; las ecuaciones lineales dieron siempre mucho mejor resultado que las no lineales; las mejores ecuaciones para estimar la concentración de sedimentos en suspensión fueron las basadas

únicamente en la banda 6 (700-800 nm, en el límite entre el rojo y el infrarrojo cercano), ya fuera usando el valor digital corregido o la radiancia calculada a partir de él.

En un trabajo anterior, los mismos autores (Ritchie & Cooper 1987) analizaron datos Landsat MSS de diferentes fechas utilizando diferentes tamaños de matrices de píxeles para extraer los valores de la imagen, con el objetivo de descubrir si el tamaño de la matriz es importante cuando todos los píxeles son de agua. El segundo objetivo es comparar diferentes métodos de transformar los datos multitemporales Landsat para estimar parámetros de calidad del agua (sólidos en suspensión y clorofila a). Los datos digitales de cada banda para los puntos de muestreo se extrajeron para matrices de 5, 3, 2 y 1 píxel, calculando la media y la desviación típica de cada matriz. Después los datos de campo de concentración de sedimentos en suspensión se relacionaron con los siguientes valores obtenidos de la imagen:

1. Valor digital corregido restándole el valor mínimo de la imagen menos uno (método del “objeto oscuro”).
2. Valores digitales transformados a un valor de ángulo de elevación solar de 49,2°.
3. Corrección por el método del “objeto oscuro” de los valores previamente transformados a un ángulo de elevación solar de 49,2°.
4. Radiancia calculada a partir de los valores originales, los valores originales corregidos por el método del “objeto oscuro”, originales transformados a la elevación solar estándar y valores corregidos por el método del “objeto oscuro” transformados a la elevación solar estándar.
5. Reflectividad calculada a partir de cada uno de los valores de radiancia ya obtenidos;

un total de 12 grupos de valores que se probaron para descubrir cuál permite obtener la mejor ecuación para estimar la cantidad de sólidos en suspensión o clorofila a través de análisis de regresión lineal.

Respecto al primer objetivo, el análisis de varianza no encontró diferencias significativas entre las medias de las matrices de diferentes tamaños; se aplicó un test T paramétrico para determinar si la media de las diferencias entre el valor de un sólo píxel y las matrices de 2, 3 y 5 píxeles de lado era diferente de 0, ya que se asume que si las matrices representan la misma zona, la media de sus diferencias (por parejas) debería ser 0. Sólo era 0 la diferencia entre las medias de las matrices de 3x3 y 5x5 píxeles, es decir, ambas proporcionan información similar mientras que con un sólo píxel o con matrices de

2x2 es más probable que el valor obtenido no sea representativo. Sin embargo, los coeficientes de correlación de las medias de las matrices con los parámetros de calidad del agua no presentan diferencias significativas relacionadas con el tamaño de las matrices.

En cuanto al segundo objetivo, se descubrió que, en general, cualquier transformación de los valores originales mejora el coeficiente de correlación con los sedimentos en suspensión y la clorofila a. La mejor banda para estimar sedimentos en suspensión fue la banda 6 (rojo-infrarrojo cercano), usando los valores originales corregidos restándole el mínimo valor de la imagen menos uno o la radiancia calculada a partir de ese valor corregido. La mejor para estimar la cantidad de clorofila-a fue la banda 4 (verde) usando los valores originales corregidos por el ángulo del sol o la reflectividad calculada a partir de los valores originales. En general, encontraron que las bandas 5 (rojo) y 6 están igualmente correlacionadas con los sólidos en suspensión y las bandas 4 y 5 con la clorofila-a. Por otra parte, las transformaciones de los valores originales en valores físicos (radiancia o reflectividad) fueron las más útiles para trabajar con las escenas multitemporales y mejorar los coeficientes de correlación.

Ritchie, Cooper y Schiebe (Ritchie et al. 1990) realizaron un estudio similar, en este caso con el objetivo de comparar los datos proporcionados por Landsat MSS y TM en seis fechas diferentes sobre el mismo lago para determinar la cantidad de sedimentos en suspensión y clorofila presentes en sus aguas superficiales, así como su temperatura y establecer cuál de los dos sensores proporciona los mejores datos para estudios de calidad del agua.

Los datos de calidad del agua tomados in situ en cinco puntos de muestreo para comparar con los obtenidos de las imágenes fueron: sólidos en total, sólidos disueltos, sedimentos en suspensión (en mg/l), clorofila total, clorofila-a (en mg/m³) y temperaturas (en grados centígrados). Las seis imágenes TM y las seis MSS fueron corregidas geométricamente para localizar los puntos de muestreo. Para cada banda MSS y TM se extrajeron los valores de una ventana de 25 píxeles centrada en el punto de muestreo (se demuestra que los valores así obtenidos son comparables para MSS y TM aunque el área cubierta por cada sensor en esos 25 píxeles sea diferente). Los datos utilizados no fueron directamente los valores digitales obtenidos de las imágenes, sino la radiancia y la reflectividad calculadas a partir de los valores digitales y a partir de esos valores de brillo corregidos restándoles el valor mínimo de cada imagen (método del “objeto oscuro”).

Primero comparan los valores de radiancia y de reflectividad de TM (bandas 2, 3 y 4) y MSS (bandas 4, 5 y 6) a través de regresión lineal, resultando unos coeficientes de correlación tan altos entre las bandas de longitudes de onda similares que puede decirse que ambos sensores proporcionan datos similares sobre las propiedades espectrales del agua. La única diferencia estriba entonces en su resolución espacial, de manera que MSS debe ser mejor para grandes áreas y TM para masas de aguas más pequeñas o con mayor variabilidad espacial.

Para examinar la relación entre sedimentos en suspensión y los valores de radiancia o reflectividad se utilizaron varios modelos, que incluyen transformaciones lineales, exponenciales y logarítmicas, usando valores de radiancia y de reflectividad de todas las bandas, combinaciones de bandas y cocientes basados en los valores digitales. El modelo que dio mejores resultados tanto para MSS como para TM y para valores de radiancia y reflectividad fue uno de regresión lineal de la forma: $R = a + b \cdot c$, siendo R la reflectividad o radiancia de MSS o TM, y c la concentración de sedimentos en suspensión. Esto se debe a que la máxima concentración de sedimentos presentes en el lago es inferior a 200 mg/l, ya que se sabe que concentraciones mayores la relación deja de ser lineal. Los coeficientes de correlación mayores se obtuvieron al usar valores de reflectividad de las bandas MSS 6 (rojo-infrarrojo cercano 700-800 nm), MSS 7 (infrarrojo cercano, 800-1100 nm) y TM 4 (infrarrojo cercano, 760-900nm).

Metodologías similares se han aplicado a datos de otros sensores. Por ejemplo, **Tassan y Sturm** (Tassan & Sturm 1985) utilizaron imágenes CZCS con el objetivo de identificar una variable que permita obtener información de la concentración de sedimentos en suspensión en aguas costeras turbias, y que cumpla los requisitos de baja sensibilidad a la concentración de clorofila y a los errores en la corrección atmosférica. Basándose en un modelo propuesto por Sathyendranath, Morel y Prieur (Sathyendranath et al. 1989) para calcular la reflectividad del agua en relación con su contenido en clorofila y sedimentos en suspensión, los autores desarrollaron la fórmula:

$$SS = [R_{550} - R_{670}]^a \times [R_{520} / R_{550}]^b,$$

donde R es la radiancia y el subíndice indica la longitud de onda central de la banda seleccionada.

Este modelo calcula la cantidad de sedimentos en suspensión y es poco sensible a la cantidad de clorofila presente y a los errores introducidos por la corrección atmosférica. Según los autores, si los valores a y b se eligen correctamente (a través de un análisis de datos experimentales), el índice estándar de concentración de pigmentos $[R_{520}/R_{550}]$ tiende a

reducir la dependencia del término sensible a la carga de sedimentos [R_{550} - R_{670}] respecto a la concentración de clorofila.

En el trabajo ya comentado (ver apartado 2.4.1) de **Chesire, Khorram y Brockhaus** (Chesire et al. 1985) también se estudia la distribución de los sedimentos en suspensión. La preparación de los datos (corrección geométrica, obtención de los valores de la imagen para los puntos de muestreo, selección de las bandas en base a la representación gráfica de los datos de sedimentos en suspensión frente a cada una de ellas y a los datos aportados por la bibliografía sobre el tema) es igual que en el caso de la turbidez ya comentado. Los resultados obtenidos del análisis de concentración de sólidos en suspensión indican que las características ópticas de las aguas que contienen material en suspensión no dependen sólo de su cantidad, sino también del tamaño y naturaleza de las partículas. En la zona de estudio, la cantidad de sólidos en suspensión aumenta a medida que la turbidez disminuye y, por lo tanto a medida que disminuye la reflectividad en el infrarrojo. Hay entonces un aumento de reflexión en las bandas roja y verde, aunque el modelo que mejor funcionó usa las bandas TM3 y TM4 (rojo e infrarrojo). El proceso siguiente fue extender el modelo seleccionado a todo el área, agrupar los valores así calculados en intervalos de concentración de sedimentos en suspensión significativos y crear mapas con códigos de color que reflejan la distribución de los sólidos en suspensión en el estuario del río Neuse.

Comentaremos ahora dos trabajos que utilizan datos Landsat MSS para estudiar la concentración de sedimentos en suspensión en el lago Chicot, Arkansas, también mencionados al tratar el análisis de la turbidez (ver apartado 2.4.1). En el primero de ellos, **Harrington** y sus colaboradores (Harrington et al. 1992) utilizan 76 escenas Landsat MSS de fechas diferentes y datos de campo para comparar la utilidad de un sistema de teledetección desde satélite para estudiar la concentración de sedimentos en suspensión (ya comprobada por los autores) con su utilidad para estudiar medidas ópticas de la calidad del agua como son la profundidad del disco de Secchi y la turbidez medida en unidades nefelométricas. Cuando los datos de campo no fueron tomados el mismo día de paso del satélite se estimaron a partir de un modelo de calidad del agua desarrollado para este lago y a través de interpolación lineal entre las medidas tomadas antes y después de la fecha de la imagen.

Los datos MSS se obtuvieron haciendo la media de una ventana de 25 píxeles para cada banda en cada punto de recogida de muestras. No se usaron los valores originales, sino que se transformaron en valores de cromacidad y en valores físicos de reflectividad exoatmosférica, ya que en estudios previos habían llegado a la conclusión de que ellos

explican mejor la concentración de sedimentos en suspensión que los propios valores digitales o la radiancia. Probaron cuatro posibles modelos de la relación entre los valores de satélite y los parámetros de calidad del agua medidos in situ:

1. Regresión lineal simple entre los datos de satélite transformados en reflectividad exoatmosférica y datos de campo.
2. Regresión lineal simple entre las transformaciones logarítmicas de los datos de reflectividad exoatmosférica y los datos de campo.
3. Análisis de regresión lineal simple entre la transformación de cromacidad de los datos de satélite y el logaritmo natural de los datos de calidad del agua.
4. Técnica de ajuste optimizado a una curva utilizando un modelo exponencial entre los parámetros de calidad del agua y reflectividad exoatmosférica. Para la concentración de sedimentos en suspensión, el modelo es:

$$R_i = A_i + B_i (1 - e^{(-SSC/S_i)}),$$

donde R_i es la reflectividad exoatmosférica, SSC es la concentración de sedimentos en suspensión en mg/l, A_i es un término que combina la radiancia atmosférica con la reflectividad del agua clara, B_i es el rango de reflectividad asociado con el rango de concentraciones de sedimentos en suspensión y S_i es la concentración de sedimentos en suspensión cuando la reflectividad exoatmosférica es el 63% de la diferencia entre la radiancia atmosférica media y el valor de saturación de la reflectividad.

En general, el mejor resultado lo dio siempre el modelo exponencial y el peor la regresión lineal de los datos sin transformar. El cálculo del logaritmo mejoró el ajuste para las bandas visibles pero lo empeoró para las infrarrojas. Para la concentración de sedimentos en suspensión los mejores resultados se obtuvieron con el modelo exponencial, especialmente en la banda verde ($R^2 = 0.716$). A partir de este modelo se llega a las siguientes conclusiones: en la banda MSS 5 (rojo) la reflectividad exoatmosférica es muy sensible a concentraciones bajas de sedimentos, saturándose rápidamente al aumentar la carga de sedimentos; la banda MSS 6 (rojo-infrarrojo cercano) es la que tiene mayor capacidad para estudiar el rango de sedimentos en suspensión entre 0 y 500 mg/l y la banda IRC es la más sensible a cargas muy altas de sedimentos. En cuanto a los resultados de la transformación de cromacidad y su relación con los datos de calidad del agua, los coeficientes de determinación son bajos tanto para la concentración de sedimentos en

suspensión como para la profundidad del disco de Secchi o la turbidez (ya comentada), y los mejores resultados se dan con el índice de cromacidad x, siendo los peores los del índice z.

Como continuación del trabajo anterior, **Schiebe, Harrington y Ritchie** (Schiebe et al. 1992) también consideran necesario calcular la reflectividad exoatmosférica porque los datos Landsat MSS utilizados para calcular la concentración de sedimentos en suspensión en el lago Chicot provienen de las cinco plataformas Landsat y hay que transformarlos en unidades semejantes. Para ello primero se calcula la radiancia espectral L_λ :

$$L_\lambda = L_{min_\lambda} + (L_{max_\lambda} - L_{min_\lambda} / QCAL_{max_\lambda}) QCAL,$$

donde QCAL es el valor digital, QCALmax es el rango de radiancia reescalado en valores digitales y Lmin y Lmax representan el rango dinámico de radiancia espectral después de la calibración. Después se calcula la radiancia integrada en cada banda (L):

$$L = BW L_{\lambda,}$$

siendo BW la anchura de la banda. Finalmente se calcula la radiancia exoatmosférica EREF (valor sin unidades que suprime el efecto de la elevación solar y la excentricidad de la órbita terrestre):

$$EREF = \pi L / SSI \times Ecc \times \sin \theta,$$

donde SSI es el máximo valor de irradiancia solar espectral para el correspondiente Landsat y anchura de la banda, Ecc es el factor de corrección de la excentricidad y θ es el ángulo de elevación solar.

Finalmente, al modelo exponencial ya mencionado de Harrington (Harrington et al. 1992) le añadieron un término de corrección porque comprobaron que en el lago Chicot a bajas concentraciones de sedimentos la reflectividad es en gran parte debida a la presencia de fitoplancton y clorofila-a:

$$R_i = C_i \{ e^{[(-SSc)(B_i)/(S_i)(C_i)]} \} + B_i [1 - e^{(-SSc/S_i)}],$$

donde C_i es la radiancia exoatmosférica media producida por la dispersión de la clorofila cuando la concentración de sedimentos en suspensión es cero, B_i es la radiancia exoatmosférica de saturación a concentraciones de sedimentos en suspensión muy altas, SSc es la concentración de sedimentos en suspensión y S_i es un parámetro de concentración de sedimentos en suspensión que equivale aproximadamente al 63% de la saturación. Con esta fórmula se mejoró el coeficiente de determinación obtenido en el trabajo de Harrington en las cuatro bandas.

Choubey y Subramanian han utilizado datos del sensor LISS-I a bordo del satélite indio IRS 1A en dos estudios de concentración de sedimentos en suspensión. El primero

(Choubey & Subramanian 1990) pretende analizar la posibilidad de cuantificar la concentración de sedimentos en suspensión en el pequeño embalse de Tawa, situado en la India Central. La imagen LISS-I tiene una resolución espacial de 72,5 m y cuatro bandas (450-520 nm, 520-590 nm, 620-680 nm y 770-860 nm) y los datos obtenidos *in situ* en el día de paso del satélite son: materia en suspensión en mg/l, composición mineral y tamaño del grano.

La imagen fue corregida geométricamente para localizar los 44 puntos de muestreo y para hallar el valor de cada uno se obtuvo la media de una ventana de 3x3 píxeles centrada en ellos. La tierra fue enmascarada para así analizar sólo los píxeles de agua. Se estudió la correlación de cada una de las bandas con la cantidad de sedimentos en suspensión: las bandas 1 y 2 muestran buena correlación en general con la concentración de sedimentos en suspensión ($r = 0,85$ y $0,9$ respectivamente) aunque cuando ésta supera los 40 mg/l la relación es menos clara; la banda 3 muestra muy buena correlación ($r = 0,93$) con la concentración de sedimentos en suspensión a lo largo de todo el rango presente en la imagen (10-50 mg/l); la banda 4 presenta muy poca relación con la cantidad de sedimentos en suspensión ($r = 0,48$). Los resultados obtenidos parecen confirmar que es la mineralogía y el tamaño del grano lo que controla la reflectividad a bajos niveles de concentración de sólidos en suspensión.

El segundo estudio (Choubey & Subramanian 1992) es muy similar, pero deriva las ecuaciones de una imagen (tomada el 20 de Octubre de 1988) mediante análisis de regresión simple y múltiple y después las comprueba usando otra imagen (28 de Septiembre, 1988), con sus respectivos datos de campo.

Mediante regresión lineal se calculó la ecuación predictiva de la concentración de sedimentos en suspensión para cada una de las bandas visibles, eligiéndose para cada una la ecuación que presentaba un mayor coeficiente de determinación (r^2) y un menor error estándar. Las ecuaciones seleccionadas fueron:

$$SSC = 6,813 + 0,726 B1$$

$$SSC = 4,810 + 0,806 B2$$

$$SSC = 3,330 + 0,870 B3.$$

Después, se seleccionó una combinación de las bandas 1, 2 y 3 en el análisis de regresión múltiple por presentar el mayor coeficiente de determinación con la concentración de sedimentos en suspensión:

$$SSC = -61,8 - 0,94 (B1 + B2 + B3) + 2,79 (B1 + B3),$$

aunque su coeficiente de determinación ($R^2=0,84$) es más bajo que el de la ecuación de la banda 3 sola, lo que puede deberse a la inclusión de la región espectral donde la clorofila presenta su máximo y su mínimo de absorción.

La comprobación de las ecuaciones en la imagen de septiembre dio en general buenos resultados, aunque la ecuación de regresión múltiple sobreestima la concentración de sedimentos en suspensión, problema que puede deberse a las diferentes condiciones atmosféricas, ya que las imágenes no han sido corregidas.

Aunque se ha comprobado repetidas veces que existe una correlación fuerte y positiva entre la concentración de sedimentos en suspensión y la radiancia espectral, existen todavía problemas para derivar la primera a partir de la segunda, especialmente por el limitado rango de valores de radiancia que se asocia con un rango relativamente amplio de concentración de sedimentos en suspensión a causa de la elevada ratio señal/ruido que presentan todos los sensores de orientación general y bandas anchas para su uso sobre superficies de agua. Para solucionar este problema, **Chen** y sus colaboradores (Chen et al. 1992) utilizan valores de reflectividad derivativa (cambio de reflectividad por unidad de longitud de onda) para correlacionarlos con valores de concentración de sedimentos en suspensión en mg./l.

Para ello se utilizaron datos de laboratorio y de campo obtenidos con un espectrorradiómetro; se calculó la reflectividad del agua con diferentes concentraciones de sedimentos en suspensión y la reflectividad derivativa DR_λ ($DR_\lambda = dR_\lambda/d_\lambda$) y se halló la ecuación para determinar la concentración de sedimentos en suspensión a partir de ella dando coeficientes de correlación de hasta 0,98, con errores que representan menos del 8% de la concentración media de sedimentos. Las longitudes de onda utilizada en estas ecuaciones son 560 y 727 nm (DR_{560} , DR_{727} y $DR_{727-560}$).

También **Dekker y Peters** (Dekker & Peters 1993) han utilizado el análisis de regresión para el cálculo de diferentes parámetros de calidad del agua en varios lagos eutróficos de Holanda a partir de datos Landsat TM. No se disponía de datos de calidad del agua simultáneos a la adquisición de las imágenes, pero como dichos lagos se muestrean de forma regular, se dispone de una amplia base de datos sobre calidad del agua. Ante ello, los autores decidieron calcular los valores de los parámetros de calidad del agua por interpolación lineal a partir de los muestreos anteriores y posteriores a la fecha de adquisición de cada imagen; estos valores de pigmentos, concentración de materia en suspensión, profundidad del disco de Secchi y fosfatos se compararon con los patrones

temporales que se conocen para estos lagos, y se descartaron aquellos lagos cuyos valores así calculados se alejaban mucho de los habituales para esas fechas.

Para extraer los valores de las imágenes, se sometieron a una corrección geométrica con interpolación por el método del vecino más próximo, se enmascaró la tierra y se extrajo un solo valor representativo de cada lago, a partir de una ventana de 17 píxeles de lado, que es el tamaño que minimiza el cambio en valor digital medio y desviación típica, influido sin duda por el bandeo de 16 líneas presente en las imágenes Landsat TM utilizadas. Si el lago era demasiado pequeño para una ventana tan grande, se iba reduciendo su tamaño hasta asegurar que no se incluía ningún píxel de tierra, para lo cual se utilizó el criterio de que la desviación típica en la banda 4 (IRC) debía ser inferior a 1.

A partir de estos datos, se realizaron análisis de regresión lineal simple entre las bandas 1 a 4 del sensor TM y los parámetros de calidad del agua, a partir de la información de 9 lagos en una de las fechas y 10 en la otra ($N = 9$ y $N = 10$, respectivamente). Aunque los coeficientes de correlación entre los parámetros de calidad del agua y los valores de las imágenes son elevados (en muchas ocasiones superan 0.90 e incluso 0.95), los errores estándar de la estimación son elevados. Por otra parte, el coeficiente b de la recta de regresión ($Y = a + b * X$) indica el intervalo más pequeño del parámetro de calidad del agua que puede estimarse a partir de los valores digitales de la imagen, es decir, es el valor del parámetro de calidad del agua que se corresponde con un incremento de 1ND en la imagen; este valor es a menudo muy grande, mayor incluso que el error estándar de la estimación, lo que indica que es la resolución radiométrica del sensor Landsat TM el factor limitante para la estimación precisa de los parámetros de calidad del agua.

A la vista de estos resultados, los autores probaron una transformación logarítmica de los datos antes de realizar la regresión lineal simple ($\ln Y = \ln a + b * \ln X$), lo que en realidad construye una curva exponencial de la forma $Y = a * X^b$. Este modelo consigue un ajuste mucho mejor, debido según los autores a que la correlación entre los valores digitales y los parámetros de calidad del agua se basa en las propiedades dispersantes de los materiales presentes en el agua, y un aumento de la dispersión supone también un incremento de la dispersión múltiple, lo que probablemente le de a ese crecimiento un carácter exponencial. Los autores consideran que esta circunstancia probablemente sea específica de lagos eutróficos y no necesariamente se aplique a aguas mesotróficas u oligotróficas. Al utilizar este modelo exponencial, el intervalo de valores de los parámetros de calidad del agua que se corresponden con cada valor digital de la imagen cambia, de

forma que ND más altos suponen un intervalo mayor del parámetro de calidad del agua en cuestión y los mapas no se pueden hacer con intervalos regulares.

También se han hecho algunos trabajos de este tipo utilizando sensores aerotransportados. **Collins y Pattiaratchi** (Collins & Pattiaratchi 1984) usan datos del sensor aerotransportado Daedalus Thematic Mapper (ATM) junto con datos tomados in situ para identificar materiales en suspensión en la zona norte del canal de Bristol. El sensor Daedalus-1268 ATM es un sensor multispectral con once canales que se utiliza desde aviones; seis de las bandas espectrales de este sensor coinciden con las primeras 6 bandas del sensor Landsat TM, por lo que a menudo se utiliza para realizar trabajos conjuntos con imágenes adquiridas por este sistema. Las once bandas espectrales de este sensor son:

Estos autores realizaron un análisis preliminar para determinar cuál es la respuesta de cada banda a la presencia de sedimentos en suspensión en las aguas superficiales. El análisis fue tanto visual como estadístico y la conclusión fue que la concentración de sedimentos en suspensión es más clara en las bandas 2 a 5 (verde-rojo) que en las demás. Mientras las concentraciones bajas son fácilmente visibles en la banda 2 (0.45-0.52), si las concentraciones son altas la banda 4 (0.60-0.62) da mejores resultados.

El análisis cuantitativo se basó en el estudio de la correlación entre bandas y de las bandas con la concentración de sedimentos en suspensión (mg/l) y el logaritmo de la CSS (\ln mg/l). La conclusión es que los valores para las cuatro bandas están muy correlacionados y que la mayor correlación con la concentración de sedimentos en suspensión se da en la banda 2 (con \ln mg/l). Los análisis de regresión múltiple siempre dieron un error estándar menor que los de regresión simple.

También se analizaron las imágenes cualitativamente examinando composiciones en color y mediante el análisis de componentes principales; en este caso, las estructuras de sedimentos en suspensión se observan mejor en el segundo componente principal que en el primero.

Han, Jin y Yun (Han et al. 2006) utilizaron imágenes del sistema chino SZ-3 CMODIS (*Chinese Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer*) para cuantificar la concentración de sedimentos en suspensión en el estuario de río Yangtze en China, que presenta valores en el rango 0-1000 mg/l. El CMODIS es un espectrorradiómetro con 34 bandas en el rango espectral entre 403 y 1250 nm, con una resolución espacial de 400 metros. Su gran resolución espectral y precisión radiométrica lo hacen especialmente

adecuado para la aplicación que comentamos. Tras la corrección geométrica de la imagen, se aplicó una corrección atmosférica por el método *empirical line* utilizando como referencia datos de reflectividad espectral medidos *in situ* simultáneamente a la adquisición de la imagen.

A partir de estudios previos de la reflectividad de estas aguas, los autores consideran que las dos bandas más sensibles a la concentración de sólidos en suspensión son 550 y 670 nm (para bajas y altas concentraciones, respectivamente) y utilizan un índice de sedimentos en suspensión que habían desarrollado en trabajos previos a partir de estas dos bandas:

$$X = (R_{W550} + R_{W670}) / (R_{W550}/R_{W670})$$

Después, por regresión lineal, se establece la relación entre el índice de sedimentos en suspensión así calculado y el logaritmo de la concentración de sedimentos en suspensión medida *in situ*, consiguiendo un coeficiente de determinación $R^2 = 0.91$, con $n = 21$.

Por su parte, **Ambarwulan** y su equipo (Ambarwulan et al. 2012), en un trabajo publicado recientemente, usaron datos MERIS y compararon los resultados de aplicar el método empírico y un método semi-empírico (modelo Kubelka-Munk) para la cuantificación de materia en suspensión en el estuario de Berau, en Indonesia.

Por lo que al método empírico se refiere, sometieron la imagen a un proceso de corrección atmosférica utilizando el modelo MODTRAN, para luego realizar un análisis de regresión lineal del logaritmo de la concentración de materia en suspensión en los 33 puntos de muestreo, con las bandas de longitud de onda 490, 510, 560, 620, 665 y 708 nm. Los mejores resultados se obtuvieron con la banda de 620 nm, alcanzando un coeficiente de determinación $R^2 = 0.75$. Según los autores, con el método semi-empírico obtuvieron resultados más acertados.

En dos de sus trabajos consultados, **Doña** y sus colaboradores (Carolina Doña et al. 2009; Doña et al. 2011) encontraron buenas relaciones entre la concentración de seston y la reflectividad de Landsat TM en la banda infrarroja cercana (4), siendo los mejores modelos de forma logarítmica.

Por su parte, **Chica Olmo** y sus colaboradores (Chica-Olmo et al. 2004) aplican tanto la regresión múltiple como técnicas de interpolación a partir de los datos de los muestreos *in*

situ y co-kriging para el cálculo de cantidad de sedimentos en suspensión (también clorofila a) en el estuario de los Ríos Tinto y Odiel en Huelva (nuestra principal área de estudio) a partir de imágenes TM. Según los autores, a la regresión múltiple se le puede hacer, para este tipo de aplicaciones, “la crítica de no considerar la estructura de variabilidad espacial de las variables, un aspecto que se considera de especial interés para aumentar la precisión de los resultados obtenidos” (Chica Olmo et al., 2004, pág 837). El co-kriging es un técnica geoestadística que interpola los valores para la variable objeto de estudio (en este caso, los sólidos en suspensión), utilizando un modelo espacial de correogionalización basado en el análisis del variograma, en el que intervienen tanto las variables experimentales como los datos radiométricos obtenidos de la imagen.

En concreto, las bandas que mejores resultados dieron en la regresión múltiple fueron las bandas 1, 2 y 3 y en el análisis basado en co-kriging se incluyeron las bandas 2 y 3. Aunque no dan valores concretos de coeficientes de determinación, según los autores el método de co-kriging genera estimaciones que se ajustan mejor a los datos experimentales.

2.- Otro método utilizado para la cuantificación de la concentración de sedimentos en suspensión son las transformaciones especiales de las imágenes, como el análisis de componentes principales o el de cromacidad. Los dos son aplicados a datos Landsat TM por **Jensen** y sus colaboradores (Jensen et al. 1989) para estudiar la concentración de sedimentos en suspensión en la laguna de Términos, México, junto con un modelo hidrodinámico de dispersión. El modelo hidrodinámico calcula valores medios e instantáneos de la elevación del agua, velocidad, salinidad y concentración de sedimentos en suspensión y presenta los resultados mediante un mapa con resolución de cuadrículas de 1,5 Km. de lado.; se desarrolló a partir de datos obtenidos in situ: profundidad, profundidad del disco de Secchi, concentración de sedimentos en suspensión en superficie y cerca del fondo, clorofila-a, salinidad y turbidez. Se utilizaron dos imágenes TM para comparar las estructuras de sedimentos en suspensión presentes en ellas con los resultados de la aplicación del modelo.

Las imágenes se corrigieron geoméricamente mediante el algoritmo del vecino más próximo para no cambiar los datos originales. Para estudiar la concentración de sedimentos en suspensión es necesario primero corregir los efectos atmosféricos, de manera que los cambios de radiancia observados en el agua representen realmente cambios en sus propiedades intrínsecas y no en la geometría del sensor o en las condiciones de iluminación. Por tanto, para el análisis se eligieron transformaciones que suprimen los efectos de la dispersión atmosférica pero al mismo tiempo conservan la información espectral esencial

con la que caracterizar la concentración de sedimentos en suspensión. Se encontraron dos técnicas apropiadas para ello: el análisis de componentes principales y la cromacidad. Ambas son comparables en que los diferentes tipos de agua se separan en el espacio espectral; las dos suponen el uso de varias bandas, utilizando toda la información disponible y las dos incorporan la posibilidad de tener en cuenta los efectos atmosféricos.

Se derivaron las coordenadas de cromacidad para cada píxel de agua de la imagen usando las bandas 1, 2 y 3 y las bandas 2, 3 y 4. Representados los valores de los índices x e y en un gráfico, se encuentra un punto en el centro donde se localizaría el agua que tuviera igual radiancia en las tres bandas. Los puntos que representan el agua turbia se disponen en forma de boomerang a la derecha de ese punto (ver apartado 2.4.1). Cualquier variación angular de ese punto de igual radiancia representa información sobre color, relacionable con parámetros de calidad del agua, como la concentración de sedimentos en suspensión. Por ejemplo, un grupo de puntos con una variación angular amplia en torno al punto de igual radiancia representa un amplio rango de concentraciones de sedimentos en suspensión. Las distancias radiales desde el punto de igual radiancia definen saturación del color, que se incrementa con los efectos atmosféricos, produciendo un acercamiento hacia ese punto. Moviendo la nube de puntos lejos del punto de igual radiancia pero preservando su forma se suprimen los efectos atmosféricos pero se mantiene la información sobre sedimentos en suspensión.

El análisis de componentes principales se realizó con las bandas 1, 2, 3 y 4. Con él lo que se consigue es separar las diferentes masas de agua en el espacio espectral.

La comparación entre los resultados del modelo hidrodinámico y las distribuciones de sedimentos en suspensión derivadas de TM se realizó en varias etapas:

1. Análisis de correlación simple para identificar la distribución de sedimentos en suspensión derivada de TM que corresponda mejor con la distribución de sedimentos en suspensión predicha por el modelo hidrodinámico.
2. Producir las imágenes TM transformadas (cromacidad y análisis de componentes principales) y las derivadas del modelo.
3. Creación de una imagen de covarianza que compara directamente la correlación espacial de las dos distribuciones de sedimentos en suspensión.

La transformación que produjo una imagen más semejante al resultado del modelo hidrodinámico fue la cromacidad usando las bandas 2, 3 y 4 corregida atmosféricamente ($r = 0,89$) y le sigue el componente principal número 4 ($r = 0,73$).

Doerffer y su equipo (Doerffer et al. 1989) utilizaron el análisis de componentes principales para descubrir cuántos parámetros independientes se pueden derivar de los valores de las siete bandas Landsat TM, qué sustancias pueden detectarse en el agua con un sensor diseñado para estudios de la superficie terrestre y si existe una relación significativa entre la distribución de materia en suspensión y la topografía de fondo en aguas poco profundas.

Aplicaron una máscara sobre la tierra y las nubes por medio de una clasificación sin supervisar jerárquica. Después realizaron el análisis de componentes principales. Tres de los eigenvectores representan varianzas por encima del nivel de ruido de la imagen, por lo que se espera que haya tres factores independientes que contengan información significativa. De acuerdo con la contribución relativa de cada banda original a esos tres primeros componentes principales se interpretan esos factores: el factor 1 está influido por la radiancia de las bandas 1, 2 y 3 y por ello se interpreta como materia en suspensión o turbidez del agua; el factor 2 se identifica con los canales 5 y 7, y se interpreta como turbidez atmosférica o aerosoles (porque el agua absorbe la energía en esta zona del espectro); el factor 3 responde a la banda 6 y contiene información acerca de la temperatura del agua. Como se disponía de datos tomados in situ en el momento de paso del satélite, se estudió la relación entre la radiancia medida por Landsat TM y las concentraciones de materia en suspensión, clorofila-a y gelbstoff, llegándose a la conclusión de que sólo se puede determinar la concentración de materia en suspensión, y no la de clorofila y gelbstoff debido a la baja resolución radiométrica de TM sobre el agua y a la anchura de sus bandas espectrales. Sin embargo, la presencia de clorofila y gelbstoff además de materia en suspensión reduce la radiancia en las bandas 1, 2 y 3, lo que produce una estimación de la cantidad de materia en suspensión inferior a la real.

En el mismo artículo se presenta un estudio de correlación cruzada entre concentraciones de materia en suspensión y topografía de fondo; se encontró una buena correlación, que se interpretó como debida a la resuspensión de sedimentos del fondo causada por la turbulencia de las corrientes de marea, que son más fuertes en aguas poco profundas.

El análisis de componentes principales realizado por **Lodwick y Harrington** (Lodwick & Harrington 1985) sobre imágenes Landsat TM del lago Athabasca (Canadá) dio como resultado altas correlaciones con la concentración de sólidos en suspensión, lo que sugiere a los autores que se puede llegar a alcanzar un nivel de detalle suficiente en el cálculo de esta variable a partir de imágenes de satélite.

3. Lyon y su equipo de trabajo (Lyon et al. 1988) contaron para su estudio con imágenes Landsat MSS y NOAA AVHRR, así como datos de concentración de sedimentos en suspensión recogidos en doce estaciones de muestreo en días cercanos al paso del satélite en el lago Eire. Las imágenes de satélite se analizaron de dos formas:

1. Los valores digitales se extrajeron para las estaciones de muestreo (para la imagen MSS, mediante una media de los 25 píxeles más cercanos al que contenía la estación y sólo el que la contenía para la imagen AVHRR) y se usaron para desarrollar modelos de regresión junto con los valores de concentración de sedimentos en suspensión obtenidos *in situ*.
2. Los datos digitales adquiridos por los sensores se sometieron a un proceso de clasificación sin supervisar (clustering) para determinar clases con diferentes valores de concentración de sedimentos y estas clases se compararon posteriormente con los datos del muestreo *in situ* mediante correlación no paramétrica jerarquizada y se le aplicó el test de correlación de Spearman-rho. Los resultados del test indicaron una fuerte relación entre los datos de las imágenes y los valores reales de sedimentos en suspensión, indicando que las clasificaciones sin supervisar permiten diferenciar clases con distintas concentraciones de sedimentos.

4. Dos trabajos muy interesantes han utilizado el análisis lineal de mezcla espectral (ALME) para calcular concentraciones de sedimentos en suspensión. El primero, realizado por **Mertes, Smith y Adams** (Mertes et al. 1993), trabaja con imágenes Landsat MSS y TM para calcular la concentración de sedimentos en suspensión en los humedales de la cuenca del Amazonas. Primero realizaron el análisis lineal de mezcla espectral para estimar el efecto de la atmósfera y calcular la ecuación necesaria para transformar los valores digitales de la imagen en reflectividad, a partir de los componentes puros vegetación, agua limpia y suelo. Después se utilizó la misma técnica para calcular la concentración de sedimentos en suspensión utilizando dos componentes puros: las curvas de reflectividad publicadas para agua con dos diferentes concentraciones de sedimentos en suspensión: 5.6 y 207 mg/l. Los autores consideran que los resultados demuestran la utilidad de esta técnica, especialmente

para trabajar en humedales, donde el problema no es sólo cuantificar los sedimentos en suspensión, sino también discriminar los píxeles mezclados de agua con vegetación.

Por su parte, **Warrick, Mertes, Siegel y Mackenzie** (Warrick et al. 2004) utilizaron esta técnica para calcular concentraciones de sedimentos en suspensión a partir de imágenes SeaWiFS en el Canal de Santa Bárbara. Estos autores consiguieron cuantificar la concentración de sedimentos en suspensión con un error inferior al 10%, tras aplicar a las imágenes SeaWiFS diferentes operaciones de corrección: corrección atmosférica por el método del objeto oscuro, eliminación de nieblas y nubes mediante un test que detecta las firmas espectrales planas en el visible e infrarrojo cercano. La posible interferencia de la clorofila y la materia orgánica en disolución en la cuantificación de los sólidos en suspensión se evitó excluyendo del análisis las cuatro bandas SeaWiFS de menor longitud de onda, que son las más afectadas por estos componentes de las aguas naturales. Las firmas espectrales de los componentes puros se obtuvieron de datos publicados sobre respuesta espectral del agua con diferentes concentraciones de sedimentos en suspensión. Evidentemente, el uso de firmas espectrales medidas en laboratorio para la definición de los componentes puros hace necesaria una corrección atmosférica de la imagen muy cuidadosa, así como la búsqueda de alguna fórmula para evitar la influencia de otros materiales presentes en el agua. Según estos autores todo ello ha sido posible al utilizar imágenes SeaWiFS, de gran resolución espectral y radiométrica, y los resultados han sido satisfactorios.

5. Las redes neuronales empíricas también se están utilizando para el estudio de la concentración de sólidos en suspensión en aguas naturales; ya se comentó, al hablar de la turbidez (ver apartado 2.4.1), el trabajo de Zhang y su equipo (Zhang et al. 2002). Otro trabajo que utiliza esta técnica, en este caso aplicada a imágenes ASTER y en la Bahía de Tokio, es el de **Kishino, Tanaka e Ishizaka** (Kishino et al. 2005).

Conscientes de que el principal problema para trabajar con redes neuronales en estas aplicaciones es el escaso número de valores de que se dispone normalmente para entrenar la red neuronal, además del limitado rango de concentraciones que suelen representar, estos autores generan datos simulados de radiancia de las tres bandas ASTER y de concentración de clorofila a, materia en suspensión y materia orgánica en disolución a través de un modelo bio-óptico. En total, se dispuso de 100.000 datos, que se dividieron al azar en dos grupos, el primero para entrenar la red y el segundo para validarla.

En este caso, las capas de entrada fueron las radiancias de las tres bandas ASTER VNIR y el ángulo solar cenital. La red neuronal se construyó con dos capas ocultas, de 80 y 45 neuronas respectivamente. El proceso de validación de la red neuronal muestra que la red neuronal desarrollada ofrece muy buenos resultados para el cálculo de materia en suspensión, aunque no tan buenos para clorofila a ni materia orgánica disuelta. Los autores consideran que es debido a varios factores; en primer lugar, a la ausencia de una banda azul, que es fundamental para la detección y cuantificación de la clorofila a y la materia orgánica en disolución ya que ambas presentan una fuerte absorción de este tipo de energía; otra razón es la anchura de las bandas ASTER VNIR, entre 80 y 200 nm, frente a los 10 ó 20 nm de ancho que tienen las bandas de los sensores diseñados para estudios de calidad del agua.

La comprobación posterior de la red neuronal desarrollada con una imagen ASTER real y datos medidos *in situ* para estos tres parámetros corrobora las conclusiones alcanzadas con los datos simulados: los resultados son mucho más precisos para el cálculo de materia en suspensión que para la concentración de clorofila a o materia orgánica en disolución.

6. Algunos autores han trabajado en el desarrollo de modelos ópticos analíticos basados en las propiedades ópticas inherentes de los materiales presentes en el agua medidos *in situ*. Así pretenden generar algoritmos con validez multitemporal, aunque, eso sí, específicos para la masa de agua para la que se generaron. Aunque el trabajo que se comenta a continuación se escapa un poco del objetivo inicial de limitarnos a la utilización del método empírico, lo hemos considerado de interés suficiente para reflejarlo aquí.

Dekker y su equipo han aplicado esta línea de trabajo fundamentalmente a lagos holandeses (Dekker et al. 2001). Desarrollado inicialmente con datos proporcionados por sensores hiperespectrales aerotransportados, este método se basa en los conceptos de modelización bio-óptica (de concentraciones de los parámetros de calidad del agua a reflectividades) y modelización inversa, tal como aparece en la figura 2.4.2.1. En el modelo bio-óptico, se utiliza la ecuación

$$R(0^-) = r_1 b_b / (a + b_b)$$

para modelizar el espectro de reflectividad subsuperficial ($R(0^-)$), utilizando los conocimientos disponibles sobre las propiedades ópticas inherentes específicas de la masa de agua a estudiar. Para energía electromagnética de una determinada longitud de onda, estas propiedades son el coeficiente de absorción a (m^{-1}) y el coeficiente de retrodispersión

b_b (m^{-1}); r_1 es un factor que incluye la anisotropía de la luz incidente y los procesos de dispersión en el agua.

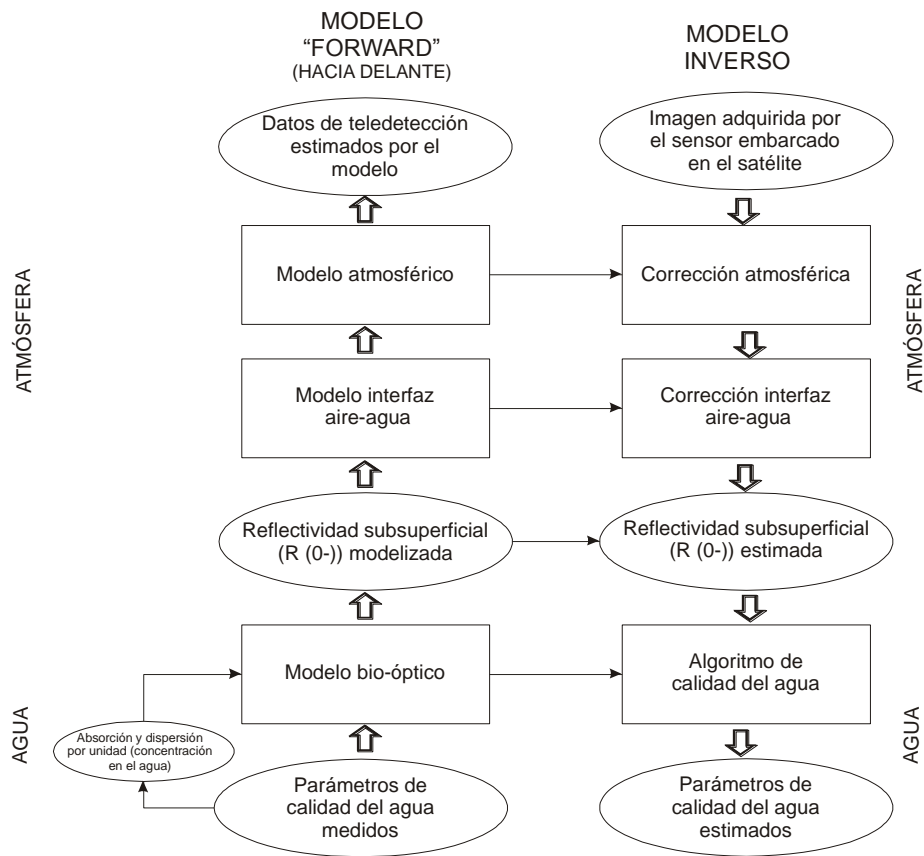


Figura 2.4.2.1. Método analítico para la teledetección de la calidad del agua (Dekker et al. 2001).

Mediante trabajo de campo se realizaron mediciones ópticas de las aguas bajo estudio, lo que permitió establecer los valores de $R(0-)$ a gran resolución espectral (a 1nm de resolución en el rango espectral entre 380 y 800 nm). A partir de ellos, se calcula el espectro de reflectividad superficial para las bandas del sensor con el que se vaya a trabajar, que luego son representadas como una función de concentraciones crecientes de materia en suspensión, lo que automáticamente proporciona la relación analítica entre ambos parámetros. Al basarse en datos bio-ópticos, incluye todas las concentraciones posibles de materia en suspensión y se evita el problema frecuente de no tener un conjunto de datos *in situ* lo suficientemente amplio. El paso siguiente es invertir esta relación analítica, lo que genera el algoritmo que permite relacionar la imagen de satélite con el parámetro de interés. Por supuesto, se asume que la imagen de satélite ha sido previamente corregida por el efecto de la atmósfera y la interfaz agua-atmósfera, y convertida a valores de reflectividad subsuperficial ($R(0-)$).

2.4.3. Fitoplancton y pigmentos: clorofila a

La clorofila es un parámetro acuático importante que tiene un significado especial en la calidad del agua y en la productividad marina. La concentración de clorofila a es “el parámetro de calidad del agua más comúnmente cuantificado a partir de teledetección, fundamentalmente por su uso en la determinación del estado trófico de las aguas, de lo que es el mejor indicador. Se utiliza como una variable subrogada de la concentración de fitoplancton y es por tanto un importante componente para el cálculo de la producción primaria en las masas de agua” (Matthews 2011, pág. 6876). Ello se debe a que “la clorofila a es el pigmento fotosintético primario de todos los organismos fotosintetizadores que desprenden oxígeno y está presente en todas las algas, a excepción de algunas bacterias fotosintéticas. Sin duda, es el principal pigmento que desencadena el enriquecimiento en nutrientes en el medio acuático” (Domínguez Gómez et al. 2011, pág. 22).

En función de su contenido en fitoplancton, las aguas naturales se pueden dividir en varias clases:

1. aguas azules, "desérticas", con cantidades insignificantes de fitoplancton;
2. aguas azul-verdosas con pequeñas cantidades de fitoplancton;
3. aguas turbias con dominio de partículas inorgánicas y
4. aguas turbias con dominio de fitoplancton.

La última clase, aguas turbias con algas, puede presentar gran variedad de colores, incluyendo ámbar, amarillo verdoso, verde-marrón, turquesa o púrpura. Esta variedad resulta principalmente por cambios en el espectro de absorción, ya que la dispersión sola es, en comparación, muy poco importante.

En la clase 2 al aumentar la concentración de clorofila, la reflectividad azul disminuye hasta presentar un mínimo a los 440 nm, la banda de absorción de Soret para la clorofila-a en vivo. Aparece un máximo en la banda verde cerca de los 570 nm y un pico de reflectividad a los 685 nm, que se debe a la fluorescencia de la clorofila.

El espectro de reflectividad de especies concretas de fitoplancton puede calcularse a partir de medidas de absorción y dispersión tomadas en laboratorio. Los espectros calculados se pueden comparar con los obtenidos *in situ* pero sólo se esperan resultados positivos en los casos en que domina una sola especie de fitoplancton.

Dada la signatura espectral tan característica de la clorofila y demás pigmentos fotosintéticos, se han desarrollado algoritmos analíticos (método teórico) que permiten gran precisión en el cálculo de su concentración en aguas oceánicas de tipo 1, en las que son el único componente óptico activo además del agua. Estos algoritmos se han desarrollado utilizando sensores de gran resolución espectral y radiométrica, diseñados específicamente para estas aplicaciones.

El problema se plantea cuando se trata de cuantificar la clorofila en las aguas de tipo 2, en las que hay otros componentes ópticos activos, cuyas respuestas espectrales son más variadas y menos conocidas y además hay que trabajar con sensores de mejor resolución espacial que presentan unas resoluciones espectral y radiométrica más limitadas. A este tipo de trabajos es a los que nos referiremos a continuación, fundamentalmente.

Los sensores multispectrales que presentan muchas y estrechas bandas espectrales son óptimos para el estudio de la clorofila porque permiten la selección de bandas para realizar cocientes. Muchos autores utilizan cocientes entre bandas para medir la concentración de clorofila. Otros aplican técnicas de regresión simple o múltiple para la cartografía cuantitativa de la concentración de clorofila-a, correlacionando los datos del sensor multispectral con los obtenidos de muestras puntuales. En general, los métodos empleados en la detección y cuantificación de la clorofila a través de la teledetección se podrían organizar de la siguiente forma:

1. Análisis de regresión simple o múltiple (u otros modelos estadísticos derivados empíricamente) entre los valores de la imagen (valores digitales o transformados en magnitudes físicas) y datos de cantidad de clorofila tomados *in situ*.
2. Cocientes entre bandas, a menudo como paso previo a un análisis de regresión con los valores de los parámetros de calidad del agua.
3. Transformaciones especiales, como la transformación de Fourier.
4. Técnicas de detección de la fluorescencia de las algas verdes.
5. Redes neuronales empíricas
6. Algoritmo de descomposición espectral (SDA, Spectral Decomposition Algorithm).

1.- Igual que para la concentración de sedimentos en suspensión, el método más usado es la calibración individual de las imágenes a través de análisis de regresión. Ya en los años 70, **Johnson** (Johnson 1978) realizó experimentos para hacer mapas cuantitativos de distribuciones de clorofila-a en el río James, Virginia, y la Bahía de Nueva York, a través de un Modular Multispectral Scanner (M2S) y un Ocean Color Scanner (OCS)

respectivamente. El M2S voló a una altura de 2400 m. y operó en 11 bandas en el visible, infrarrojo cercano y térmico(entre 380 y 1060 nm). El OCS voló a 19700 m. y operó en 11 bandas en el visible e infrarrojo cercano(423-782 nm). Se llevó a cabo un análisis de regresión stepwise para relacionar las medidas de clorofila tomadas in situ con los datos multiespectrales teledetectados. Para el M2S la ecuación de regresión que dio mejores resultados fue:

$$\text{Clorofila-a en mg/m}^3 = 25,62 - 18,06 B2 + 7,23 B6 + 9,46 B8,$$

donde B2, B6 y B8 son las bandas 2, 6 y 8 respectivamente (440-490 nm, 620-660 nm y 700-740 nm). El coeficiente de correlación fue de 0,96, con un error estándar de $\pm 1,75$ mg/m³. Para OCS, la ecuación de regresión fue:

$$\text{Clorofila-a en mg/m}^3 = -4,51 - 4,96 B3 + 1,44 B6,$$

donde B3 y B6 son las bandas 3 y 6 (499-519 nm y 610-630 nm). El coeficiente de correlación fue de 0,83 y el error estándar $\pm 3,87$ mg/m³. La concentración de clorofila para cada pixel se calculó usando estas ecuaciones y después se suavizaron los datos para eliminar el ruido espacial y espectral y se produjo un mapa de isolíneas para cada zona.

El sensor Daedalus MSS aerotransportado fue utilizado por **Catts** (Catts et al. 1985) junto con datos tomados in situ para calcular las concentraciones de clorofila en la bahía de San Francisco. Se disponía de dos imágenes tomadas durante la marea baja y alta, respectivamente; se seleccionaron dos combinaciones de bandas:

1. B7/B8 (rojo/infrarrojo, 680/720nm), porque a medida que la concentración de clorofila aumenta la reflectividad en el rojo disminuye y aumenta en el infrarrojo. Este cociente es más útil para altas concentraciones de clorofila, porque en concentraciones bajas la reflexión de la clorofila en el infrarrojo es menor debido a la absorción por parte del agua.
2. B3-B10 (azul-infrarrojo), para corregir la presencia de brumas.

Se corrigieron geoméricamente las imágenes para localizar los puntos de muestro cuyo valor en la imagen se obtuvo haciendo la media de una ventana de 5x5 píxeles.

En el desarrollo del modelo las medidas tomadas *in situ* se consideraron las variables dependientes y las combinaciones de bandas las variables independientes. La elección del modelo más adecuado se hizo basándose en los valores de R² (coeficiente de determinación) y de la desviación típica. Las fórmulas seleccionadas fueron, para la marea baja y alta respectivamente:

$$C \text{ (mg/l)} = 323,7 + 2,4(B3-B10) - 299,2(B7/B8)$$

$$C \text{ (mg/l)} = 570,8 + 3,1(B3-B10) - 541(B7/B8).$$

Cada fórmula se aplicó a su imagen correspondiente y los valores resultantes se agruparon en intervalos discretos, produciendo así un mapa de isolíneas de concentración de clorofila.

También se examinaron los histogramas de las dos imágenes. El de la imagen de marea baja era unimodal, pero el de la imagen de marea alta era claramente bimodal, debido seguramente a la presencia de brumas no fácilmente visibles en una zona de ella. Se demuestra así la necesidad de aplicar la corrección atmosférica.

Para este tipo de aplicaciones también se han empleado imágenes de satélite con sensores de bandas anchas como Landsat MSS o TM. Por ejemplo, **Grunwald** y sus colaboradores (Grunwald et al. 1988) utilizaron datos TM con el objetivo de cartografiar la concentración de clorofila-a en el lago Constanza. Para ello utilizaron fundamentalmente las bandas 1 y 2 (azul y verde) debido a las características espectrales de la clorofila. El tratamiento de los datos comenzó con una operación de "destripping" adicional, ya que la realizada por el centro que proporcionó los datos no se considera suficiente para zonas de agua, seguida de una corrección atmosférica. La concentración de pigmentos se determinó a través de regresión múltiple logarítmica, usando valores tomados en un muestreo de la zona durante el paso del satélite y los valores de radiancia en las bandas 1 y 2. El coeficiente de correlación obtenido es 0,659 (nivel de significación 0,913) y la fórmula que permitió transformar los valores de radiancia de la imagen en valores de concentración de clorofila-a fue la siguiente:

$$\ln C = 2,062 - 0,176 B1 + 0,026 B2$$

López y Caselles (López & Caselles 1990) emplearon el método de correlación con datos tomados in situ para derivar una fórmula mediante regresión lineal que permita calcular la concentración de clorofila-a en función de los valores digitales de la banda 1 de Landsat TM.

La toma de muestras se llevó a cabo simultáneamente a un paso del satélite en julio. La imagen fue corregida por bandeo y suavizada; después se localizaron los puntos de recogida de muestras y, para evitar errores se promedió el valor de una ventana de 4 píxeles en aquella zona en que la localización no era segura al cien por cien. Mediante regresión lineal se calculó la siguiente ecuación que relaciona la cantidad de clorofila-a con el valor digital en la banda 1 ($r = -0.93$):

$$\ln C = -0,172 B1 + 21,2$$

Para poder aplicar esta relación a otras imágenes es necesario evaluar el efecto de la atmósfera en cada una de ellas o corregirlas de una forma relativa respecto a la de julio que sirvió para la ecuación. Si se encuentran en la escena superficies cuya radiancia debe ser constante a lo largo del tiempo (agua, asfalto, arena), la relación entre la reflectividad aparente de dos imágenes diferentes fechas sería:

$$\rho_1 = a' \rho_2 + b',$$

siendo ρ la reflectividad aparente de la misma superficie en dos fechas distintas. En función de los valores digitales, esta relación se convierte en:

$$DN_2 = a'' DN_1 + b'',$$

siendo

$a'' = \cos \theta_{s1} / a' \cos \theta_{s2}$ (θ es el ángulo solar cenital), y

$b'' = (\cos \theta_{s1} / a' \cos \theta_{s2})(a' a_0 + b') - a_0$

(a_0 se obtiene de la cabecera de la imagen, ya que $L = a_0 + a_1 DN$).

Corrigiendo así las imágenes de diferentes fechas respecto a la de julio, se puede ya establecer las ecuaciones predictivas del contenido de clorofila-a en cada fecha, quedando como sigue:

$$\text{Marzo: } \ln C = - 0,175 B1 - 16,8,$$

$$\text{Septiembre: } \ln C = - 0,152 B1 + 16,5 \text{ y}$$

$$\text{Noviembre : } \ln C = - 0,333 B1 + 24,2.$$

Para comprobar la validez del método se compararon los resultados obtenidos con estas ecuaciones con datos tomados *in situ* en cada fecha, dando como resultado errores inferiores al 10%.

El trabajo de **Dekker y Peters** (Dekker & Peters 1993) en lagos eutróficos de Holanda ya se ha comentado cuando se ha tratado la cuantificación de sedimentos en suspensión. En relación con la cuantificación de la suma de clorofila a y feopigmentos, el mejor modelo de regresión incluye la banda verde (TM 2) y alcanza un coeficiente de correlación $r = 0.97$.

Pilar Ruiz-Azuara (Ruiz-Azuara 1995), en su trabajo publicado por la revista *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing* presenta un estudio de productividad primaria a lo largo de una serie temporal de 9 años en la laguna litoral Coyoaca de Benitez en Mexico basado en imágenes Landsat MSS y TM. Este estudio multitemporal se basa en la

generación de mapas de distribución de parámetros de calidad del agua (entre ellos, clorofila a) mediante análisis de regresión para cada una de las fechas, a partir de los cuales se deriva la productividad primaria.

Cairns, Dickson y Atkinson (Cairns et al. 1997) utilizaron una imagen SPOT HRV para cartografiar clorofila, turbidez y sólidos en suspensión en varios lagos y embalses en el norte de Texas. Partieron de 38 muestras tomadas simultáneamente a la adquisición de la imagen (el máximo desfase temporal fue de 30 minutos), y realizaron análisis de regresión simple y múltiple, con las bandas originales y con varias combinaciones de ellas (sumas y cocientes). En todos los casos, los mejores modelos se obtuvieron con las bandas originales y en concreto, para la clorofila el mejor coeficiente de correlación fue 0.56, con la banda 2 (rojo).

En España, **Ramón Peña y María Luisa Serrano** (Peña Martínez & Serrano Pérez 1994) utilizaron imágenes Landsat TM para generar cartografía cuantitativa de clorofila a (y transparencia también) en varios embalses de la cuenca del Tajo. Realizaron análisis de regresión lineal múltiple stepwise entre los valores de concentración de clorofila a medidos *in situ* y los valores digitales de las bandas TM. Para el cálculo de una ecuación que tenga validez multitemporal, las diferentes imágenes se normalizaron respecto a una de ellas, la que presentaba mejor ajuste entre la clorofila y los datos de la imagen además de un número mayor de muestras. El principal obstáculo que se ha encontrado han sido los bajos niveles de concentración de clorofila, con rangos muy pequeños; ésta es, según los autores, la razón por la cual los modelos obtenidos no son muy buenos y por ello también el ajuste es mejor con modelos logarítmicos que lineales. La ecuación multitemporal finalmente seleccionada para la cartografía de clorofila a en los embalses fue:

$$\ln \text{Clor-a} = 6.2715 + 0.2775 B2 - 0.1883 B1 - 0.0109 B3,$$

con un coeficiente de determinación 0.7074 y un error estándar de la estimación de 0.65 mg/m³.

Doña, Domínguez y Caselles (Carolina Doña et al. 2009), en su trabajo ya comentado en los apartados anteriores en relación con la turbidez y la materia en suspensión, también cuantifican la concentración de clorofila a en L`Albufera y los lagos del Parque Regional del Sureste de Madrid mediante análisis de regresión entre los datos medidos *in situ* e imágenes Landsat TM corregidas atmosféricamente. Para este parámetro, el mejor modelo es el que incluye como variable independiente la banda 2, alcanzando un coeficiente de determinación de 0.96.

José Antonio Domínguez y sus colaboradores, en un trabajo publicado en 2010 en la Revista de Teledetección (Domínguez et al. 2010) utilizan imágenes ENVISAT MERIS para cuantificar tanto clorofila a (como indicador de biomasa) como ficocianina (debido a la toxicidad de algunas cianofíceas, de las que son un pigmento característico), como primeros parámetros dentro de un proyecto más amplio para la evaluación del estado ecológico de las aguas continentales españolas. En este caso, para la cuantificación de la clorofila a se genera una función por partes, utilizando las bandas 7 (absorción de la clorofila-a) y 9 (fluorescencia de la clorofila-a) cuando la concentración de clorofila es elevada y las bandas 2 (absorción de la clorofila-a) y 5 (máximo de reflectividad del verde) cuando es baja. En concreto, la función compuesta es:

$$Y = 19.34 e^{6.1257x}; \quad x = [(B5 - B2) / (B5 + B2)] - 0.662955 \leq 0; \quad R^2 = 0.72$$

$$Y = 19.34 e^{5.2044x}; \quad x = [(B9 - B7) / (B9 + B7)] > 0; \quad R^2 = 0.93$$

2.- Para la teledetección el problema es derivar la concentración de componentes del agua del océano a partir de medidas de reflectividad. La dificultad práctica de derivar R(reflectividad) en términos absolutos ha llevado a utilizar **cocientes de reflectividad**, de manera que los factores desconocidos (incluyendo el ruido) que covarían en las diferentes bandas espectrales se cancelan. Una ratio muy clara para la detección de la clorofila es R_{440}/R_{560} . **Morel y Prieur** (Morel & Prieur 1977) también eligen el cociente R_{440}/R_{400} , que permite la discriminación entre pigmentos celulares y otros materiales, como sustancia amarilla en disolución, cuya absorción disminuye de los 400 a los 440 nm mientras que la de la clorofila aumenta.

Un sensor específicamente diseñado para el estudio de los recursos marinos vivos a través de la detección de las variaciones en la concentración de fitoplancton es el CZCS del Nimbus 7. Es un scanner multiespectral que opera en seis bandas ($443 \pm 10\text{nm}$, $502 \pm 10\text{nm}$, $550 \pm 10\text{nm}$, $670 \pm 10\text{nm}$, $750 \pm 50\text{nm}$ y $10,5 - 12,5$ micrómetros) con un IFOV de $0,047^\circ$, es decir 800m con órbita sincrónica solar. Las cinco primeras bandas pertenecen al espectro visible y con ella se lleva a cabo la detección, estimación y cartografía del fitoplancton. Hay que recordar que la estimación de clorofila-a es más difícil en aguas costeras donde las interferencias con sustancia amarilla y sedimentos en suspensión son mayores. En aguas alejadas de la costa se descubrió que la concentración de pigmento se puede relacionar con cocientes de radiancias a varias longitudes de onda más que con radiancias absolutas. Esto tiene la ventaja de compensar parcialmente por la influencia de otros materiales y por los efectos atmosféricos.

Gordon et al. (Gordon et al. 1980) determinaron las concentraciones de fitoplancton en la zona este del Golfo de México a partir de valores de radiancia tomados del CZCS después de aplicarle una corrección atmosférica. Usaron dos cocientes: B1/B3 (443/550 nm) y B2/B3 (520/550 nm). Los resultados se compararon con medidas in situ tomadas durante el paso del satélite y se comprobó que los datos concordaban (coeficientes de correlación superiores a 0,85), aunque los obtenidos a través del análisis de los datos del CZCS tienden a subestimar las concentraciones de clorofila.

Bowker y Witte (Bowker & Witte 1977) descubrieron que la correlación entre sólidos en suspensión y la concentración de clorofila a en la Bahía de Chesapeake interfería con la medición de la clorofila a través de datos Landsat. La clorofila-a no pudo detectarse en concentraciones menores de 5 a 10 mg/l debido a la influencia dominante de los sedimentos en suspensión en la reflectividad. Este es un problema general encontrado en muchos otros estudios (Johnson 1978; Tassan & Sturm 1979) y es muy serio en aguas litorales con gran concentración de partículas inorgánicas, como por ejemplo en la confluencia de corrientes o en zonas costeras bajas con resuspensión de sedimentos de fondo. Incluso si las concentraciones de clorofila son muy altas (como sucede en las floraciones de fitoplancton), variaciones simultáneas de la clorofila y las partículas inorgánicas impiden una medida precisa de la concentración de clorofila a (Munday & Zubkoff 1981).

Este problema ha sido abordado por **Stumpf y Tyler** (Stumpf & Tyler 1988) en un trabajo cuyo objetivo es desarrollar un algoritmo que permita obtener datos de concentración de clorofila en aguas turbias (costeras en general y de estuario en particular) ya que hasta el momento no había sido posible separar la contribución a la reflectividad total de los sedimentos en suspensión y pigmentos orgánicos disueltos de la clorofila. El sensor utilizado es el AVHRR. Después del análisis de las características espectrales de la clorofila, los sedimentos en suspensión y los pigmentos orgánicos disueltos se decidió utilizar como variable el cociente rojo/infrarrojo cercano. En aguas turbias la clorofila no es el único absorbente de la luz azul, por lo que el cociente azul/verde no da buenos resultados. A medida que aumenta la cantidad de materiales en suspensión la reflectividad aumenta en la zona roja del espectro; como el infrarrojo cercano no está influido por la clorofila y es absorbido por el agua y reflejado por los sedimentos en suspensión, esta longitud de onda es apropiada para corregir la reflectividad en el rojo por las variaciones en turbidez.

El tratamiento de las imágenes se inicia con su transformación en valores de radiancia. A continuación se aplica una corrección atmosférica que consiste en restar a todos los píxeles la radiancia de los píxeles con valores más bajos en las zonas de aguas

claras. Así también se resta la radiancia del agua clara, quedando sólo la debida a las sustancias en suspensión o disueltas. A continuación se calcula el cociente:

$$C_{ij} = R_j / R_i,$$

siendo C_{ij} el índice de color, R la desviación de la radiancia del agua clara en la banda correspondiente, i la banda correspondiente a la zona roja del espectro y j la correspondiente al infrarrojo cercano.

El valor C_{ij} así calculado no refleja las variaciones en reflectividad, sino en concentraciones de clorofila. Esa es la ventaja de este método, su habilidad para distinguir entre concentración de pigmentos y turbidez. Sin embargo, debido a los errores introducidos por el método de corrección atmosférica, los valores de C_{ij} son poco fiables para pequeñas cantidades de clorofila en aguas claras; frente a ellos en aguas turbias el error en la estimación de la clorofila es menor del 20%.

Aunque se puede aplicar el mismo procedimiento a los datos Landsat MSS adquiridos en zonas oceánicas, la respuesta del sensor que ha sido diseñado para cartografiar los usos de la tierra, es incompatible con observaciones precisas del mar, principalmente por la mala resolución espectral y radiométrica del sensor. Al menos eso es lo que parecen demostrar trabajos como el de **Szekielda** (Szekielda 1975), quien realizó medidas de la concentración de clorofila desde satélite sobre las regiones de surgencias de la zona NW de África. Empleó datos fotográficos y de scanner tomados desde avión y satélite (Skylab y Landsat MSS) para localizar variaciones en el color del océano que se correlacionaran con variaciones en la concentración de clorofila. Aunque se consiguió cartografiar las diferentes masas de agua presentes en la zona, los cocientes entre bandas fueron ineficaces para determinar las concentraciones de clorofila-a en superficie.

Harding, Itsweire y Esaias (Harding et al. 1992) utilizan una imagen del sistema ODAS (un radiómetro aerotransportado de la NASA que tiene tres bandas espectrales en la zona verde-azul del espectro, centradas en 460, 490 y 520 nm) para determinar el contenido en clorofila a y pigmentos (clorofila a más feopigmentos) en la Bahía Chesapeake. En este caso, las combinaciones de bandas que se consideraron más adecuadas fueron el cociente $B1/B3$ o bien una combinación de las tres bandas de la forma $B2^2 / (B1 \times B3)$. Estas combinaciones de bandas se relacionaron con los valores de clorofila y pigmentos medidos *in situ* mediante análisis de regresión, del tipo:

$$\begin{aligned} \text{Log Clor-a} &= a + b \log (B1/B3) \\ \text{Log Clor-a} &= a - b \log [B2^2 / (B1 \times B3)] \end{aligned}$$

Los autores consideran que el segundo modelo es menos sensible al efecto de la atmósfera que el primero.

Mayo y su equipo (Mayo et al. 1995) utilizaron una imagen Landsat TM y datos de clorofila *a* adquiridos *in situ* en 22 puntos para estimar la concentración de dicho parámetro en el lago Kinneret en Israel. En concreto, la combinación de bandas que encontraron más adecuada para sus objetivos fue (TM1-TM3)/ TM2, con la que se consiguió un coeficiente de determinación $R^2 = 0.71$ y un error en la estimación inferior a 0.68 mg/m^3 .

Por su parte, el cociente entre bandas elegido por **Hedger** y sus colaboradores (Hedger et al. 2002) fue entre las bandas verde y roja del espectro (560 y 660 nm, respectivamente), que se corresponden con las bandas 3 y 5 del sensor aerotransportado ATM. Su objetivo era estimar la concentración de clorofila *a* en Loch Leven (Escocia) a partir de la imagen ATM y comparar los resultados así obtenidos con los producidos a través de un modelo ecológico y de dinámica de fluidos. El modelo derivado por regresión dio como resultado un coeficiente de determinación $R^2 = 0.88$ (aunque sólo se disponía de información *in situ* procedente de 9 puntos); los autores consideran que el uso simultáneo del modelo ecológico ayuda al conocimiento y entendimiento de los patrones espaciales de distribución de la clorofila *a* en la masa de agua.

El cociente de la reflectividad en las longitudes de onda 700 y 670 nm se ha usado con frecuencia para estimar la concentración de clorofila *a* en aguas de gran productividad, encontrándose correlaciones entre la concentración de clorofila *a* y este cociente muy significativas ($R^2 > 0.8$) en una gran variedad de masas de agua naturales que incluyen ríos, lagos, estuarios e incluso en laboratorio, y en un rango de concentraciones de clorofila *a* muy amplio, desde 0.1 a 350 mg/m^3 (**Moses** et al. 2009). Precisamente las bandas MERIS centradas en las longitudes de onda 665 y 709 nm se ajustan perfectamente a la predicción del contenido en clorofila *a* utilizando este cociente, y muchos autores lo han aplicado a sus trabajos con este sensor, con coeficientes de determinación que oscilan entre 0.84 (**Flink** et al. 2001) y 0.98 (**Kallio** et al. 2003), generalmente utilizando regresión lineal simple o múltiple o modelos exponenciales.

Thiemann y Kaufmann (Thiemann & Kaufmann 2002) también utilizan un cociente en estas longitudes de onda como variable independiente en un modelo de regresión para calcular la concentración de clorofila *a* en los lagos del distrito Mecklenburg, en Alemania, a partir de datos de los sensores hiperespectrales aerotransportados HyMap y CASI corregidos atmosféricamente a través del modelo ATCOR. Se consigue un coeficiente de

determinación de 0.89, con un error estándar de 9.8 mg/m³, para concentraciones de clorofila a entre 1 y 100 mg/m³.

Koponen y sus colaboradores (Koponen et al. 2002) utilizan datos del espectrómetro aerotransportado AISA y simulación de datos MERIS para calcular concentración de clorofila a (también turbidez y profundidad del disco de Secchi) en 11 lagos situados al sur de Finlandia. Partiendo del cociente entre la diferencia de las bandas 700 - 781 nm y 662 - 781 nm, realizan un análisis de regresión múltiple con datos medidos en 80 puntos, obtienen un coeficiente de determinación de 0.94. A partir de las concentraciones de clorofila (y los otros parámetros) así calculadas, realizan una clasificación de todos los lagos investigados en 4 intervalos de calidad.

Pagot (Pagot et al. 2004) utiliza el cociente entre las bandas 1 y 2 de Landsat TM (azul y verde, respectivamente) y la banda 1 como variables independientes para generar, por regresión un modelo que permita cuantificar la concentración de clorofila a en la laguna de Los Patos en Brasil y el embalse de Los Molinos, en Argentina (n = 17). El modelo para rangos de clorofila entre 0 y 10 mg/m³, cuyo coeficiente de determinación es 0.79, es:

$$\text{Ln Clor-a} = -0.0329 (B1/B2) - 4.2854 B1 + 1.9544.$$

3.- Un trabajo típico es el desarrollado por **Gower, Denman y Holyer** (Gower et al. 1980), que usaron datos Landsat MSS para cartografiar la distribución de fitoplancton en el área oceánica al sur de Islandia. Primero redujeron los efectos de las nubes restando la imagen de la banda 7 de la imagen de la banda 4. Después hicieron la media de grupo de 8 por 6 píxeles para reducir el ruido del sensor y dar una unidad básica de 474m. Más tarde se llevó a cabo una transformación de Fourier, que después se convirtió en el espectro de energía o señal-varianza. Las estructuras que resultaron en la imagen de la banda 4 así realizada se interpretaron como causadas por fitoplancton y su distribución se asoció a procesos de advección en corrientes oceánicas variables.

4.- También el máximo de fluorescencia de las algas verdes que se produce alrededor de 685 nm se ha utilizado con frecuencia para estimar concentraciones de clorofila a. En concreto, tal como indica Matthews (Matthews 2011), el algoritmo de "altura de la línea de fluorescencia" (FLH, Fluorescence Line Height) mide la altura del pico de fluorescencia a 685 nm a partir de una línea de base trazada entre los puntos a ambos lados del pico. Este algoritmo, sin embargo, sólo es adecuado para aguas relativamente poco productivas (con concentraciones de clorofila a inferiores a 30 mg/m³), ya que el pico de retrodispersión que se produce alrededor de 700 nm impide la detección del pico de fluorescencia cuando las

aguas contienen mucha clorofila a. Así, en aguas poco productivas se alcanzan valores de coeficientes de determinación R^2 entre 0.73 y 0.86 cuando se hace regresión a partir de los algoritmos FLH (**Giardino et al. 2005; Dierberg & Carriker 1994**).

5.- Las redes neuronales empíricas también se han usado para la cuantificación de clorofila a en aguas litorales e interiores, en muchos casos en trabajos en los que se tratan de cuantificar también otros parámetros de calidad del agua, por lo que algunos de estos trabajos ya han sido comentados.

Baruah y sus colaboradores (Baruah et al. 2001) utilizan tanto análisis de regresión como redes neuronales para cuantificar clorofila a y sólidos en suspensión en el lago Kasumigaura de Japón que se considera eutrófico, a partir de imágenes Landsat TM. A partir de los valores de clorofila a medidos en 29 muestras de agua tomadas en el lago, se desarrolla una red neuronal con una sola capa oculta; de estos valores, 20 se utilizaron para entrenar la red, 6 en el proceso de entrenamiento para la prueba del modelo y los tres restantes para la validación final. Las bandas TM utilizadas tanto en el análisis de regresión como en la red neuronal fueron las bandas 1 a 4, puesto que la correlación de las bandas 5 y 7 con los parámetros de calidad del agua en este lago era insignificante (inferior a 0.01 para la clorofila a). Las concentraciones de clorofila a en los puntos de recogida de muestras oscilan entre 36.5 y 56.2 mg/m³. Los resultados demuestran la superioridad de las redes neuronales sobre los análisis de regresión simples o múltiples para la cuantificación de la clorofila a en este lago: el mejor coeficiente de determinación obtenido mediante regresión (con la banda 2 y el cociente 3/1) ha sido de 0.31, mientras que utilizando una red neuronal se llega a un R^2 de 0.93. Según los autores, esto se explica porque las redes neuronales son capaces de modelizar mejor las funciones no lineales de transferencia, que son las que tienen lugar cuando hay varios componentes ópticamente activos en la masa de agua.

Keiner y Yan (Keiner & Yan 1998) obtienen conclusiones similares al comparar los resultados del análisis de regresión y las redes neuronales para la cuantificación de clorofila a (y también sedimentos en suspensión) en la Bahía Delaware, utilizando las tres primeras bandas del mismo sensor Landsat TM (aunque consideran que el método sería transferible a cualquier otro sistema de teledetección). En este caso se utilizaron 17 puntos de muestreo, con concentraciones de clorofila a entre 2.7 y 56.3 mg/m³. El mejor resultado mediante el método de regresión se obtuvo utilizando como variables independientes la banda 1 y el cociente entre la banda 1 y la 3, con un coeficiente de determinación $R^2 = 0.51$ y un error en la estimación superior al 25%. Frente a él, la red neuronal desarrollada obtuvo un $R^2 = 0.94$ y un error inferior al 10%.

En la misma zona y con el mismo método trabajaron **Dzwonkowski y Yan** (Dzwonkowski & Yan 2005), en este caso con imágenes SeaWIFS. Los autores comprobaron que el algoritmo OC4 que utiliza el software SeaDAS para la cuantificación de la clorofila a no da buenos resultados para las aguas litorales. Por ello utilizaron valores de reflectividad extraídos de imágenes de este sensor correspondientes a puntos de muestreo en los que se cuantificó la clorofila a durante un periodo temporal largo, con la intención de superar las limitaciones que tienen los algoritmos desarrollados para una única fecha. En concreto, se utilizaron valores de clorofila a para 44 puntos de muestreo, obtenidos en seis fechas diferentes. Debido al desfase horario entre la recogida de las muestras y el paso del satélite y las intensas corrientes de marea que son características de la zona, fue necesario aplicar una corrección teniendo en cuenta la velocidad de desplazamiento del agua para localizar la posición de los puntos de muestreo en el momento de adquisición de las imágenes. El 80% de los valores se utilizó para entrenar la red y el 20% para validarla. Los resultados obtenidos se consideran esperanzadores, ya que se obtuvo un coeficiente de determinación $R^2 = 0.79$ y un error medio cuadrático de 3.69 mg/m^3 , mientras que con el algoritmo OC4 implementado en el software SeaDas el coeficiente de determinación fue 0.02 y el error medio cuadrático de 20.75 mg/m^3 . El modelo obtenido se aplicó a imágenes SeaWIFS para generar una serie temporal de 71 medias mensuales de contenido en clorofila a que ayudó a conocer mejor el comportamiento de este parámetro en la Bahía Delaware e informó, entre otras cosas, que las floraciones de fitoplancton que se producen en la zona central del estuario durante el verano son más importantes de lo que hasta el momento se había observado.

Por su parte, **Zhang, Pulliainen, Koponen y Hallikainen** (Zhang et al. 2002) desarrollaron una red neuronal empírica para calcular concentraciones de clorofila a (y también concentración de sedimentos en suspensión, turbidez y profundidad del disco de Secchi) a partir de imágenes Landsat TM y ERS-2 SAR. De los 53 valores de los parámetros cuantificados en los puntos de recogida de muestras 27 se utilizaron para desarrollar los modelos y 26 para su validación. Las imágenes procedentes de los dos sistemas se corrigieron geométricamente y se remuestrearon a un tamaño de pixel de 600 metros. Los resultados obtenidos mediante este algoritmo mejoraron los obtenidos mediante regresión simple o múltiple para los cuatro parámetros de calidad del agua analizados. En concreto, para la clorofila a se consiguió un coeficiente de determinación de 0.67 mediante el análisis de regresión y mejoró hasta 0.92 al utilizar la red neuronal. Mediante la red neuronal pero utilizando solamente la imagen Landsat TM el coeficiente de determinación fue 0.90.

Pozdnyakov, Shuchman, Korosov y Hatt (Pozdnyakov et al. 2005) han generado un algoritmo multisensor para la cuantificación de clorofila, sólidos en suspensión y materia orgánica en disolución en los Grandes Lagos. Se basa en un conjunto de redes neuronales que proporcionan los datos de entrada para el procedimiento de optimización multivariada de Levenberg-Marquardt, que genera el resultado final. El modelo generado se probó con datos del lago Michigan y datos de los sensores SeaWiFS y MODIS, indicando, según los autores, la eficacia operacional de este algoritmo.

También investigadores españoles han aplicado redes neuronales, como por ejemplo **Torres** y su equipo (Torres et al. 2009), que trabajan en las rías gallegas para cuantificar la concentración de clorofila a mediante imágenes Envisat MERIS, a partir de datos de 130 estaciones de muestreo. La imagen MERIS fue tratada con el software BEAM de la ESA para convertirla a valores de radiancia/reflectancia procedente del agua. La red neuronal diseñada es descrita por los autores así: “una capa de entrada con 12 neuronas correspondientes a las 12 bandas de reflectancia que se obtienen tras el preprocesamiento inicial de las imágenes; dos capas ocultas con 4 nodos; y una capa de salida con un único perceptrón correspondiente a la concentración de clorofila. Como funciones de activación utilizamos una tangente hiperbólica para la primera capa oculta y una sigmoidea para la segunda, ajustando los coeficientes mediante el método del gradiente descendente que permite minimizar el error cuadrático” (Torres et al. 2009, pág. 194). 104 de los valores se utilizaron para el entrenamiento de la red, y 26 para su validación. Los resultados obtenidos alcanzan un coeficiente de determinación $R^2 = 0.91$ para los datos de entrenamiento y 0.80 para los de validación, con un error medio inferior al 0.7% en ambos casos.

6.- En un artículo publicado por el International Journal of Remote Sensing, **Oyama** y su equipo de la Universidad de Tsukuba, en Japón (Oyama et al. 2007) presentaron un nuevo algoritmo para la estimación de la concentración de clorofila a en aguas del tipo 2 utilizando datos multiespectrales, desarrollado por medio de una simulación en laboratorio. El algoritmo, denominado Descomposición espectral (SDA, Spectral Decomposition Algorithm), se desarrolla en dos pasos. En primer lugar, se considera el espectro de reflectividad total de cada pixel como una combinación lineal de tres componentes básicos: agua clara, materia en suspensión no fitoplanctónica y fitoplancton. El segundo paso es usar el coeficiente de descomposición (C_p) obtenido en el paso anterior como la variable independiente en el modelo de estimación de la clorofila a, en lugar de la reflectividad de cada banda por separado, cocientes o combinaciones aritméticas de las bandas originales, como hacen los métodos convencionales. Los resultados obtenidos para datos Landsat TM simulados muestran que las bandas 1, 3 y 4 son útiles en la cuantificación de clorofila a y

que este método reduce el error estándar de la estimación a casi la mitad del que se obtiene mediante regresión convencional.

Sin embargo, para la utilización de este algoritmo se necesita:

1. Información de los tipos de fitoplancton y materia en suspensión presentes en la masa de agua en el momento de adquisición de la imagen;
2. espectros de reflectividad para los componentes básicos que se utilizan en el algoritmo, y
3. un modelo de estimación para cada uno de los componentes.

La primera condición se puede cumplir con trabajo de campo simultáneo a la adquisición de la imagen, mientras que las dos últimas requieren un trabajo de laboratorio previo para generar una base de datos aplicable a cada zona de estudio. Por ello, pese a los buenos resultados de los que nos informan los autores, puede resultar un método poco operativo y se explica que no se hayan encontrado referencias posteriores a él.

2.4.4. Estudios multitemporales: métodos de normalización de imágenes

Algunos de los estudios analizados hasta aquí se realizaron con el objetivo de derivar una fórmula que permita cuantificar determinados parámetros de calidad del agua (sedimentos en suspensión, clorofila, etc.) en un área y que pueda aplicarse a cualquier imagen de la zona, siempre que proceda del mismo sensor. Utilizando sistemas de teledetección de escasa resolución espectral (bandas anchas) (ver apartado 2.5) y el método empírico, esto es más difícil de lo que pudiera parecer en un principio, por un motivo fundamental: las condiciones atmosféricas y de iluminación (básicamente irradiancia solar y ángulo de elevación solar) son diferentes en imágenes tomadas en fechas distintas (ver apartado 2.3, sobre el efecto de las condiciones atmosféricas y de iluminación sobre las imágenes para estudios de calidad del agua). Es por ello que se necesita una cuidadosa rectificación de los efectos atmosféricos y de las condiciones de iluminación en las imágenes.

Esta operación se puede realizar de forma absoluta, utilizando modelos de transferencia radiativa e información sobre el estado de la atmósfera en el momento de adquisición de la imagen, normalmente mediante mediciones radiométricas realizadas *in situ*; esta dependencia de los datos medidos simultáneamente a la adquisición de la imagen,

aunque en la mayor parte de los casos asegure una mayor precisión, es inaceptable cuando se trata de utilizar datos históricos o series largas de imágenes (Chávez 1996) .

Como una alternativa a estos métodos de corrección radiométrica *absoluta*, diferentes autores han desarrollado métodos *relativos*, cuyo objetivo no es ya eliminar por completo el efecto de la atmósfera y de las condiciones de iluminación en la imagen, sino hacerlos comparables con los que presenta una de las imágenes de la serie temporal, que se toma como referencia. En el caso de estudios de calidad del agua mediante el método empírico, normalmente se toma como referencia la imagen para la cual se dispone de medidas de los parámetros de calidad del agua obtenidas mediante muestreo simultáneo a la adquisición de la imagen.

Como ya se ha dicho, mencionaremos aquí únicamente métodos que no requieren datos adquiridos *in situ* de forma simultánea a la adquisición de la imagen, porque dichos métodos, si bien más precisos, no son operativos para los objetivos perseguidos en este trabajo.

Los métodos más empleados para la normalización de imágenes con el objetivo de realizar estudios multitemporales, tal como se desprende de la revisión bibliográfica realizada, son:

1. Para corregir las diferencias debidas a las condiciones de iluminación, fundamentalmente el ángulo de elevación solar:
 - a. Normalización de todas las imágenes a un ángulo de elevación solar común, mediante la fórmula:

$$R' = R_0 \cos \theta / \cos \theta'$$

Siendo R' los valores de radiancia corregidos, R_0 los valores de radiancia absoluta sin corregir, θ el ángulo solar estándar y θ' el ángulo solar de la imagen a corregir.

Este es el método empleado por Aranuvachapun y Walling (Aranuvachapun & Walling 1988), que utilizan como ángulo solar estándar 52° y por Ritchie y Cooper (Ritchie & Cooper 1987), que eligen un ángulo estándar de $49,2^\circ$.

- b. Reducir el efecto del ángulo de elevación solar en cada imagen, multiplicando los valores de radiancia por $1/\cos \theta$, siendo θ el ángulo de elevación solar de la imagen. Es el método que utilizan MacFarlane y Robinson (MacFarlane & Robinson 1984).

- c. Calcular la reflectividad exoatmosférica (EREF), que es un valor sin unidades que reduce el efecto de la elevación solar y de la excentricidad de la órbita terrestre en los valores de la imagen. Para calcularla, primero se calcula la radiancia espectral L_{λ} :

$$L_{\lambda} = L_{\min_{\lambda}} + (L_{\max_{\lambda}} - L_{\min_{\lambda}} / \text{QCAL}_{\max_{\lambda}}) \text{QCAL},$$

donde QCAL es el valor digital, QCALmax es el rango de radiancia reescalado en valores digitales y Lmin y Lmax representan el rango dinámico de radiancia espectral después de la calibración. Después se calcula la radiancia integrada en cada banda (L):

$$L = \text{BW} L_{\lambda},$$

siendo BW la anchura de la banda. Finalmente se calcula la radiancia exoatmosférica EREF:

$$\text{EREF} = \pi L / \text{SSI} \times \text{Ecc} \times \text{Sin } \theta,$$

donde SSI es el máximo valor de irradiancia solar espectral para la correspondiente banda espectral, Ecc es el factor de corrección de la excentricidad de la órbita terrestre y θ es el ángulo de elevación solar.

Mediante el método empírico se calcula la ecuación que relaciona los parámetros de calidad del agua con EREF, y ese modelo es así extrapolable a otras imágenes, siempre que se expresen también en términos de reflectividad exoatmosférica. Este es el método seguido por dos trabajos realizados por el mismo equipo de la Universidad de Kansas (Harrington et al. 1992; Schiebe et al. 1992).

2. Para corregir las diferencias en las condiciones atmosféricas:

- a. El método más utilizado es el desarrollado por López y Caselles (López García & Caselles 1987), experimentado después en su estudio de la concentración de clorofila en la Albufera de Valencia (López & Caselles 1990). “Se basa en la idea de que el efecto perturbador de la atmósfera en dos o más imágenes puede estimarse de forma relativa, tomando una imagen como referencia, mediante una función lineal. Esta función puede obtenerse fácilmente a partir de los valores de reflectividad aparente de superficies cuya reflectividad en el suelo pueda considerarse invariable en el tiempo” (López & Caselles 1987, pág. 168).

Parten de la idea de que si se encuentran en la escena superficies cuya reflectividad debe ser constante a lo largo del tiempo (agua, asfalto, arena,...), la relación entre la

reflectividad aparente para esas superficies en dos imágenes de diferentes fechas sería:

$$\rho_1 = a' \rho_2 + b',$$

siendo ρ la reflectividad aparente de la misma superficie en dos fechas distintas (1 y 2, respectivamente). Los coeficientes a y b de la ecuación pueden determinarse si es posible identificar en la imagen al menos dos píxeles cuya reflectividad deba ser constante. Las superficies de reflectividad constante seleccionadas como referencia deben cumplir la doble condición de ser fácilmente identificables en la imagen y de cubrir ampliamente el rango de reflectividades entre los cuales se incluyen todos los valores de la imagen (es decir, es interesante incluir tanto superficies oscuras como claras, para asegurar una mejor estimación en todo el rango de valores de la imagen).

“Por otra parte, este método de corrección tiene la ventaja adicional de corregir, además de los efectos causados por la capa atmosférica, cualquier otro factor perturbador (ruido, desajustes del sensor, pérdida de sensibilidad...) que pudiera afectar a la imagen, ya que estos efectos se suman al término independiente, b' de la ecuación” (López y Caselles, 1989, pág. 169).

- b. Transformación de cromacidad. Es una transformación fundamentalmente aplicada a Landsat MSS, pero también se puede aplicar a imágenes Landsat TM o de otros sensores. Consiste en transformar la radiancia de tres bandas de la siguiente forma:

$$X = B1 / B1 + B2 + B3$$

$$Y = B2 / B1 + B2 + B3$$

$$Z = B3 / B1 + B2 + B3$$

Como la radiancia de cada banda se normaliza dividiéndola por la radiancia total en las tres bandas, se suprimen todos los efectos de la atmósfera que afectan por igual a las diferentes bandas (por tanto, también se suprimen los efectos de diferencias en el ángulo de elevación solar). En MSS se suele aplicar a las bandas 4, 5 y 6. En TM se aplica tanto a las bandas 1, 2 y 3 como a las 2,3 y 4. Es la técnica utilizada por Lindell y su equipo de la Universidad de Uppsala (Lindell et al. 1985) en su estudio de la turbidez de las costas suecas.

Como vemos, en todos los intentos de corregir los efectos de la atmósfera y de las condiciones de iluminación para hacer estudios multitemporales se transforman los

valores digitales originales de las imágenes en valores físicos (radiancia o reflectividad).

2.5. Fuentes de información: teledetección

En los años 50 del siglo XX se inició la carrera espacial. Ello tuvo sus primeras repercusiones en el estudio del medio ambiente ya en la década de los 60, cuando, con el lanzamiento del primer satélite meteorológico, el TIROS-1, por parte de la NOAA (*National Oceanic and Atmospheric Administration*), se empezaron a descubrir las importantes aportaciones que la visión espacial proporcionaba para el estudio del medio ambiente y los recursos naturales y se pusieron las bases para el desarrollo de los actuales sistemas espaciales de observación de la Tierra.

En 1972 se lanzó el primer satélite de la serie LANDSAT, lo que se puede considerar el inicio de la teledetección destinada al estudio del medio ambiente y de los recursos naturales. Era el primer satélite no tripulado diseñado específicamente para adquirir información sobre los recursos terrestres de una forma sistemática, repetitiva, multispectral y con una resolución espacial media. Empezó siendo un sistema experimental, pero la calidad de la información que envió a tierra, que sobrepasó cualquier expectativa, pronto hizo pensar en un sistema operativo y en 1975, con el lanzamiento del LANDSAT-2, se puede decir que se puso en marcha el primer programa operativo de teledetección espacial a nivel mundial para el seguimiento de los recursos naturales.

Pero desde entonces, el conocimiento de la Tierra que nos han proporcionado los diferentes sistemas de teledetección espacial en funcionamiento, las experiencias técnicas acumuladas y, por supuesto, los grandes avances tecnológicos que se han producido en estas décadas han permitido mejorar de una forma evidente los sistemas de teledetección, así como diversificar la oferta disponible para la comunidad científica.

- La mejora de los sistemas de teledetección espacial desde su inicio hasta el presente ha sido importante; en la actualidad, es posible diseñar y poner en funcionamiento sistemas de teledetección con mejor resolución espacial, temporal, radiométrica y espectral. Los sistemas de teledetección espacial actuales son capaces de combinar los cuatro tipos de resolución para conseguir aquella solución que más se adapte al propósito para el que han sido diseñados. Asimismo, los avances producidos en los

sistemas de transmisión de los datos a Tierra hace que ya no exista una dependencia tan absoluta de las estaciones de recepción terrestres; ahora es posible adquirir coberturas completas de la Tierra, ya que durante las pasadas en que el satélite no se encuentra en el radio de influencia de ninguna estación receptora puede enviar los datos obtenidos a través de la importante red de satélites de comunicaciones que está en órbita alrededor de nuestro planeta.

- La diversificación de la oferta se debe fundamentalmente al hecho de que la teledetección espacial para usos civiles ha dejado de ser un monopolio de los Estados Unidos. El gran interés de esta tecnología y los importantes resultados que se están consiguiendo mediante su aplicación en los más diversos campos ha animado a diferentes países e instituciones supranacionales a diseñar y poner en funcionamiento sus propios sistemas de teledetección espacial, adaptados a sus necesidades de información. Este es el caso de la antigua Unión Soviética, Japón, Canadá, India, Francia, China, Brasil, la Agencia Espacial Europea, etc. Incluso el sector privado ha sabido ver las posibilidades de aplicación de esta tecnología, desarrollando sistemas avanzados de teledetección para determinadas aplicaciones, como los estadounidenses Quickbird (de DigitalGlobe), Ikonos (Space Imaging) o el español Deimos (Elecnor Deimos).

Por ello, cuando se plantea la necesidad de realizar algún estudio medioambiental utilizando imágenes de satélite, en la actualidad se encuentra una oferta muy variada que no se limita en la práctica, como sucedía hasta mediados de la década de los 80, a las imágenes de la serie Landsat. Es conveniente, cuando se utilizan sistemáticamente imágenes de satélite para realizar estudios medioambientales, hacer periódicamente una revisión de los sistemas de teledetección operativos cuyas imágenes estén disponibles para su uso, por si las características técnicas de alguno de los nuevos sistemas desarrollados pudieran hacerlo más útil que los ya utilizados para las aplicaciones específicas desarrolladas en cada momento, y a ello se dedica este apartado.

En este sentido, lo primero que cabe preguntarse es cuáles son las características ideales que un sistema de teledetección espacial debería poseer para que sea posible extraer información sobre calidad y dinámica de las aguas a partir de las imágenes por él adquiridas.

2.5.1. Características ideales de un sistema de teledetección espacial para estudios de aguas marinas y litorales

El elemento determinante de la utilidad de un sistema de teledetección para estudios de calidad del agua es su **resolución espectral**, es decir, el número y la anchura de las bandas espectrales que puede discriminar el sensor. Debido a la complejidad de las características espectrales de gran parte de los componentes que se encuentran en el agua del mar y en las aguas litorales y a las interacciones que se producen entre ellos, que a menudo son específicas y diferentes de un lugar a otro, es fundamental utilizar un sistema de teledetección que tenga buena resolución espectral: varias bandas espectrales, suficientemente estrechas y localizadas en las zonas específicas del espectro reflexivo (sobre todo visible, pero también infrarrojo cercano e infrarrojo medio) en que los distintos materiales presentes en las masas de agua tienen una respuesta espectral más clara e individualizada.

Para este tipo de aplicaciones también resulta vital disponer de un sistema de teledetección con una buena **resolución radiométrica**. Las masas de agua presentan una reflectividad muy baja en todo el espectro, por lo que el sensor siempre va a recibir niveles de radiancia muy bajos. Es importante que el sensor sea capaz de captar pequeñas diferencias en los niveles de energía procedente del agua y codificarlos adecuadamente (lo que implica también una ratio señal/ruido suficientemente alta, como recuerda Matthews (Matthews 2011)), y también que esté calibrado para conseguir el máximo detalle en valores bajos de radiancia (gain relativamente alto).

Por lo que respecta a la **resolución espacial**, las necesidades son diferentes si el objetivo del trabajo es el seguimiento de las características de zonas oceánicas de aguas abiertas o de zonas costeras. En aguas abiertas la resolución espacial no es determinante para la utilidad de un sistema de teledetección: puede ser muy gruesa, ya que las características de las aguas cambian gradualmente, y se ha demostrado que incluso sensores como el AVHRR a bordo del satélite NOAA, con una resolución espacial de 1100 m son capaces de detectar la presencia de frentes y zonas de contacto entre masas de agua en el océano abierto; de hecho, para estudios de grandes zonas oceánicas es interesante una resolución de este calibre, para evitar un volumen de datos excesivamente difícil de manejar. En la zona litoral la situación cambia; en primer lugar, la necesidad de evitar los píxeles mezclados hace necesaria una mayor resolución espacial; por otro lado, son más frecuentes los cambios bruscos en las características de las aguas, por lo que también es conveniente utilizar imágenes con relativamente buena resolución espacial si se pretenden detectar estas áreas críticas.

Entre los sistemas de teledetección que se pueden utilizar para estudios de calidad y dinámica de las aguas la **resolución temporal** varía mucho, aunque, al estar tratando con un medio dinámico, normalmente se considera interesante una resolución temporal buena. Así, en función de los objetivos y la escala del estudio puede ser deseable extraer información con una gran periodicidad o, al menos, disponer de un archivo de imágenes amplio que permita seleccionar las fechas más interesantes o que muestren las condiciones más favorables para el estudio (cobertura nubosa, transparencia atmosférica, condiciones meteorológicas o hidrodinámicas, por ejemplo).

Por supuesto, los requisitos específicos que debe cumplir el sistema de teledetección dependen, en última instancia, de la aplicación concreta a la que se vaya a destinar. Matthews (Matthews 2011) pone algunos ejemplos: en masas de agua eutróficas, de reflectividad relativamente alta, es posible trabajar con resoluciones radiométricas menos exigentes, mientras que en masas de agua claras, la resolución radiométrica y la ratio señal/ruido pueden ser determinantes para mejorar los límites de confianza de los resultados. Evidentemente, la selección del sistema de teledetección debe basarse en los objetivos específicos del estudio a realizar, además de las características concretas de la masa de agua a analizar.

2.5.2. Sistemas de teledetección aplicables al estudio de las aguas marinas y litorales

A la vista de los requerimientos señalados para la aplicación de la teledetección al estudio de las aguas marinas y litorales, se hace necesario realizar una revisión, al menos superficial, de los sistemas de teledetección que pueden utilizarse para este tipo de aplicaciones.

Las plataformas aéreas a menudo llevan a bordo sensores multispectrales con un número muy elevado de bandas, e incluso sensores hiperespectrales, como el AHS (*Airborne Hyperspectral Scanner*) o el CASI (*Compact Airborne Spectrographic Imager*). Los sistemas aerotransportados son especialmente útiles para este tipo de aplicaciones por:

- su elevadísima resolución espectral (que da, por ejemplo, la oportunidad de diferenciar entre especies de algas en función de sus pigmentos específicos (Hunter et al. 2009)),
- su elevada resolución espacial, resultado de la baja altitud (en comparación con los sistemas embarcados en satélite) a la que se adquieren estas imágenes;
- también por la menor altitud, el efecto de la atmósfera es inferior que en el caso de los sistemas embarcados en satélite.

- Además, las campañas aéreas pueden programarse para coincidir con situaciones específicas, como floraciones de fitoplancton, mareas de determinada magnitud, etc., siendo por tanto más flexibles que los sistemas de teledetección espacial (Matthews 2011).

Por ello es de esperar que se utilicen cada vez más para este tipo de estudios sensores aerotransportados (Allewijn et al. 1995). Está claro que para el seguimiento simultáneo y preciso de descriptores de la calidad del agua como clorofila-a, sólidos en suspensión y materia orgánica en disolución en aguas interiores o litorales se necesitan resoluciones espacial y espectral mucho mejores que las disponibles en sistemas de teledetección embarcados en satélite. Sin embargo, la buena resolución espacial y espectral son características inherentes de los espectrorradiómetros aerotransportados y muchos autores consideran que son muy adecuados para el seguimiento de la calidad de masas de agua de tipo 2 tanto interiores como litorales. De todas formas, y tal como recuerdan Bukata y sus colaboradores (Bukata et al. 1995), resulta difícil la incorporación de la teledetección a programas operativos de seguimiento de la calidad del agua debido al reducido número de sensores de estas características que están disponibles, al alto coste que implica su uso por la necesidad de contar con un avión para el desarrollo de las campañas, etc. Por otro lado, los mismos autores enfatizan el hecho de que, aunque desde el inicio de la teledetección los avances técnicos (en el diseño de los sensores, transmisión y archivo de datos, etc.) han sido espectaculares, el avance en el análisis e interpretación de los datos proporcionados por estos sensores ha sido mucho menor y en muchos casos ha generado un escepticismo sobre su utilidad para este tipo de aplicaciones que no puede ignorarse. Por su parte, Matthews (Matthews 2011) hace hincapié en su falta de continuidad temporal y espacial (frente a los sistemas satelitales), lo que, a su juicio, los hace poco apropiados para, por sí solos, permitir programas operativos de seguimiento en el tiempo de las características de las aguas marinas y litorales, especialmente en regiones o países de escasos recursos económicos.

Ello nos deja básicamente con los sistemas de teledetección embarcados en satélite, que ofrecen su consistencia espacial y temporal, así como mayor cobertura espacial y menor coste. Existen numerosos sistemas de teledetección espacial que, en función de sus prestaciones, pueden utilizarse para estudios de aguas marinas y litorales. Los comentaremos brevemente a continuación, clasificándolos en los siguientes grupos siguiendo a Matthews, que presenta en su artículo citado un cuadro resumen muy esclarecedor (Matthews 2011, pág. 6869):

- Sistemas hiperespectrales
- Sistemas geoestacionarios
- Sistemas oceanográficos
- Sensores multiespectrales de propósito general.

2.5.2.1. Sistemas hiperespectrales

Pese a los problemas derivados de la enorme cantidad de datos que generan y que deben ser transmitidos a las estaciones receptoras terrestre, existen algunos sistemas hiperespectrales embarcados a bordo de satélites.

El primero de ellos es el **Hyperion**, a bordo del EO-1 (USGS 2011; NASA 2010), con 220 bandas espectrales entre 0.4 y 2.5 micrómetros, 30 metros de resolución espacial y 16 días de resolución temporal. Aunque ya se encuentra al final de su vida útil, se ha utilizado ampliamente para estudios de calidad de aguas interiores y litorales, demostrando ampliamente su utilidad en este campo y sus imágenes se pueden descargar gratuitamente a través de la plataforma EarthExplorer (USGS 2014).

En 2009 entró en funcionamiento el sensor **HICO** (*Hyperspectral Imager for the Coastal Ocean*), embarcado en la Estación Espacial Internacional. Diseñado especialmente para el seguimiento de las zonas litorales, presenta una resolución espacial de 90 m, una cobertura espectral de 400 a 900 nm a intervalos de 5.7 nm y sobre todo, una ratio señal/ruido excepcionalmente alta (Corson et al. 2008).

También, hasta cierto punto, podemos considerar hiperespectral el sensor **CHRIS** (*Compact High Resolution Imaging Spectrometer*) embarcado en el satélite europeo Proba-1, con 19 bandas en su configuración para aguas y su resolución espacial de 18 metros (ESA 2010a). Iniciado como un sistema experimental, se han realizado abundantes estudios de calidad del agua que parecen garantizar su utilidad para este tipo de aplicaciones (Ruiz-Verdú et al. 2005) y que, junto con los resultados positivos obtenidos también para otras aplicaciones, han hecho reconsiderarlo como un sistema operacional (ESA 2010b).

2.5.2.2. Sistemas geoestacionarios

La utilidad de sensores embarcados en satélites geoestacionarios para el tipo de estudios que nos ocupa ya ha sido demostrada usando el sensor **SEVIRI** (*Spinning Enhanced Visible and Infrared Imager*) que funciona a bordo de los Meteosat de segunda generación (MSG) (Neukermans et al. 2009), aunque evidentemente limitada a aguas marinas debido a la resolución espacial de este sistema (1 km en las bandas visibles).

El 13 de julio de 2010 se adquirió la primera imagen del sensor **GOCI** (*Global Ocean Colour Imager*), desarrollado por la empresa Astrium Satellite y a bordo del satélite geoestacionario coreano COMS (Salaun et al. 2009), con 500 metros de resolución espacial y 8 bandas en el rango 400-900 nm, que probablemente demostrará su utilidad en estudios de calidad del agua, al menos en aguas oceánicas (dada su resolución espacial).

2.5.2.3. Sistemas oceanográficos

Algunos sistemas de teledetección han sido específicamente diseñados para realizar estudios de aguas oceánicas, y sus características responden fielmente a los requisitos mencionados previamente (ver 2.5.1). Ejemplos típicos son el CZCS a bordo del Nimbus-7, el SeaWiFS a bordo del SeaStar, el MOS a bordo del satélite indio IRS-P3 y más recientemente el MODIS (*Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer*) a bordo de los satélites Terra y Aqua y el MERIS (*MEdium Resolution Imaging Spectrometer Instrument*) a bordo del satélite europeo ENVISAT.

El sensor **CZCS** (*Coastal Zone Colour Scanner*) a bordo del Nimbus-7 funcionó entre 1978 y 1984. La NASA lo diseñó como sistema experimental para estudiar las posibilidades de obtener información sobre calidad de las aguas marinas: "El objetivo más importante de la misión CZCS era determinar si la teledetección espacial del color del océano podía utilizarse para identificar y cuantificar material en suspensión o en disolución en las aguas oceánicas. Específicamente, el CZCS pretendía discriminar entre materiales orgánicos e inorgánicos en el agua, determinar la cantidad de material y diferenciar entre diferentes tipos de partículas orgánicas" (NASA 2008).

El CZCS es un explorador de barrido multiespectral, con un ángulo de barrido de 39.34 grados a cada lado del nadir, dando como resultado una resolución espacial de 800 metros con 1968 píxeles de ancho en cada pasada. Era capaz de inclinar sus detectores

hasta 20 grados hacia delante o hacia atrás en incrementos de 2 grados para evitar el reflejo de la luz de sol. La resolución radiométrica es de 8 bits por píxel y trabajaba en seis bandas muy estrechas, con aplicaciones específicas, en las siguientes regiones del espectro:

BANDA	LONGITUD DE ONDA (micrómetros)	APLICACIÓN
1	0.43-0.45	Absorción de la clorofila
2	0.51-0.53	Reflexión de la clorofila
3	0.54-0.56	Reflexión de la sustancia amarilla
4	0.66-0.68	Absorción de la clorofila
5	0.70-0.80	Vegetación superficial
6	10.5-12.5	Temperatura superficial del agua

A partir de las imágenes de este sensor se pueden generar mapas de concentración de pigmentos, entre otras variables, como el que se muestra en la figura 2.5.2.1, que muestra la desembocadura del río Po.

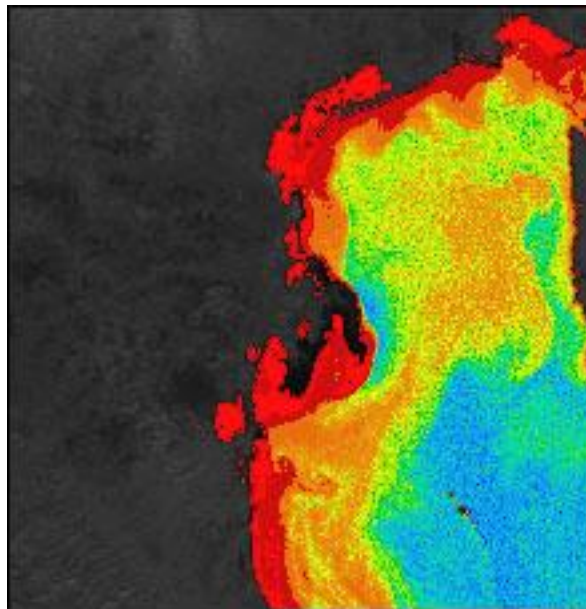


Figura 2.5.2.1. Concentración de clorofila a en la desembocadura del río Po calculada a partir de una imagen CZCS de fecha 9 octubre de 1984 (NASA 2012)

El satélite SeaStar fue lanzado por la NASA el 1 de Agosto de 1997, en una órbita circular heliosincrónica polar a 705 kilómetros de altura. A bordo llevaba el sensor **SeaWIFS** (*Sea-viewing Wide Field-of-View Sensor*), diseñado como continuador de la misión iniciada por el CZCS. Era capaz de obtener imágenes de toda la superficie terrestre una vez al día, en franjas de 2800 kilómetros. Es, como su antecesor, un explorador de barrido multiespectral, con una resolución espacial de 1100 metros, una resolución radiométrica de 10 bits y ocho bandas espectrales (NASA 2007a):

BANDA	LONGITUD DE ONDA (nm)	APLICACIÓN
1	402-422 Violeta	Materia orgánica disuelta
2	433-453 Azul	Clorofila
3	480-500 Azul-verde	Clorofila
4	500-520 Verde	Clorofila
5	545-565 Verde-amarillo	Clorofila
6	660-680 Rojo	Aerosoles atmosféricos
7	745-785 Rojo	Aerosoles atmosféricos
8	845-885 Infrarrojo cercano	Aerosoles atmosféricos

En esta ocasión, y frente al CZCS, se elimina la banda térmica porque sería similar en resolución espacial y radiométrica a la banda térmica del sensor NOAA AVHRR.

Especialmente diseñado para el estudio de las aguas oceánicas, la radiancia de saturación para este sensor es baja lo cual permite obtener información de los parámetros marinos que poseen señales débiles, al saturarse rápidamente las señales altas provenientes de suelos, nubes y vegetación terrestre (NASA 2007a).

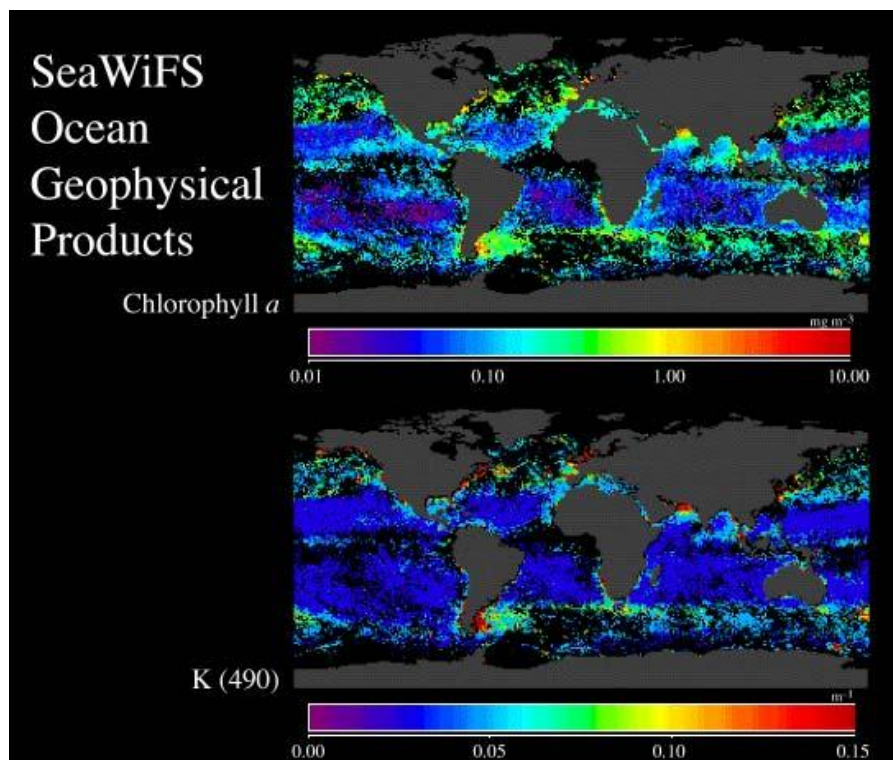


Figura 2.5.2.2. Ejemplo de productos derivados de las imágenes SeaWiFS: media para un periodo de ocho días de la concentración de clorofila a y del coeficiente de atenuación de la luz a 490 nm (NASA 2007b)

Un ejemplo del tipo de producto que se obtiene a partir de imágenes SeaWIFS se muestra en la figura 2.5.2.2: media de la concentración de clorofila a y del coeficiente de atenuación a 490 nm para periodos de ocho días. Este tipo de productos está disponible para usos no comerciales a través del servidor OceanColor de la NASA (NASA 2015b).

El sensor **MOS** (*Modular Optoelectronic Scanner*) a bordo del satélite IRS-P3 también está diseñado para proporcionar información útil para estudios oceánicos, relacionados con la cartografía de clorofila y biomasa en el océano, transporte de sedimentos en aguas marinas y costeras, etc. En la figura 2.5.2.3 se muestra un ejemplo del tipo de productos que se pueden generar a partir de estas imágenes.

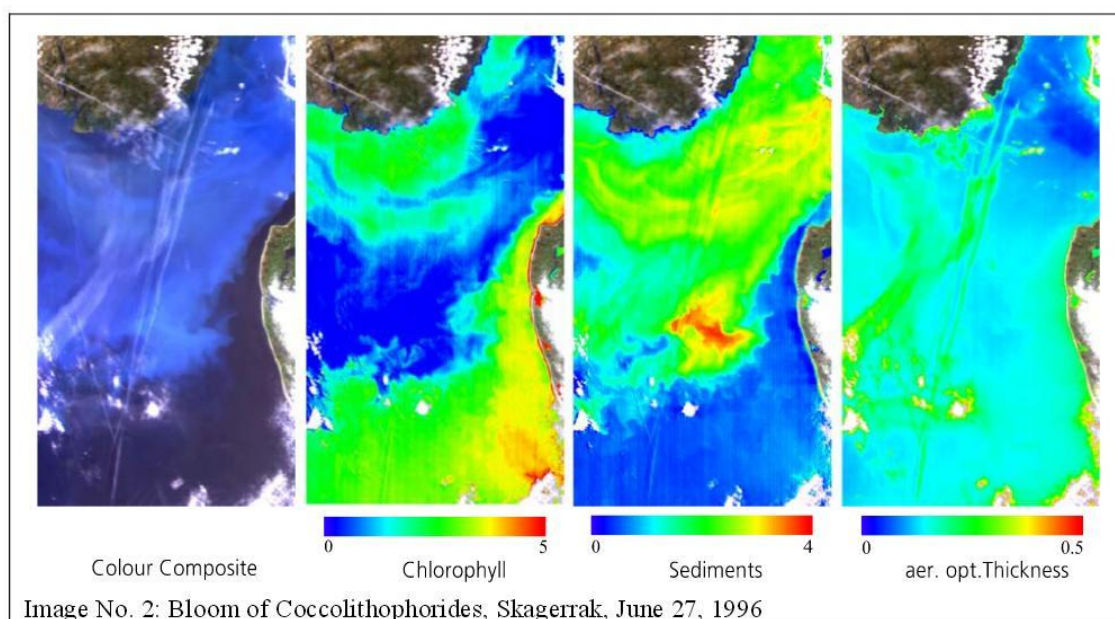


Figura 2.5.2.3. Productos IRS-MOS: color natural, clorofila a, sedimentos y espesor óptico de aerosoles a partir de la imagen de 27 de junio de 1996, que muestra una floración de cocolitóforos en el estrecho de Skagerrak (G.Zimmermann & Neumann 1999)

El sensor MOS, desarrollado por DLR (*Deutschen Zentrum für Luft- und Raumfahrt*, Instituto para la Investigación Aeroespacial en Alemania) presenta como principal característica una muy buena resolución espectral, ya que trabaja en 18 bandas espectrales muy estrechas, relacionadas con características específicas de las aguas marinas, divididas en tres grupos que se corresponden en realidad con tres sensores diferentes (MOS-A, MOS-B y MOS-C), con diferente resolución espacial: 1500, 500 y 500 metros respectivamente. Lo que sí tienen en común los tres sensores es una resolución radiométrica excepcional, de 16 bits.

Sensor	Banda	Longitud de onda central (nm)	Anchura banda (nm)
MOS-A	1	756.8	2.8
	2	760.6	
	3	763.5	
	4	766.3	
MOS-B	1	408.0	20
	2	443.6	
	3	484.6	
	4	520.8	
	5	570.5	
	6	615.3	
	7	650.3	
	8	685.3	
	9	749.7	
	10	868.3	
	11	1011.1	
	12	814.1	
	13	942.5	
MOS-C	1	1600	200

Algunas de las bandas de este sensor están especialmente elegidas para generar información sobre el estado de la atmósfera y el contenido en aerosoles, datos que son fundamentales a la hora de realizar correcciones atmosféricas de la imagen para evitar errores en la estimación de las concentraciones de fitoplancton, clorofila, material en suspensión, etc.

Por su parte, el sensor **MODIS** (*Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer*) se encuentra instalado a bordo de los satélites EOS Terra y Aqua (EOS AM-1 y EOS-PM-1, respectivamente). Terra fue lanzado el 18 de Diciembre de 1999 y Aqua el 2 de Mayo de 2002, ambos en una órbita circular heliosincrónica casi polar a 705 kilómetros de altura. Estas características orbitales y la disponibilidad de dos sistemas que operan simultáneamente en órbitas opuestas permiten disponer de imágenes MODIS de todo el mundo con una periodicidad inferior a dos días.

MODIS es un espectrómetro con gran sensibilidad radiométrica (12 bits) y 36 bandas espectrales entre 0.4 y 14.4 micrómetros seleccionadas específicamente para el estudio del sistema océano-atmósfera:

Banda	Resolución espacial (m)	Longitud de onda (μm)	Aplicación
1	250	0.620-0.670	Delimitación de tierra, nubes y aerosoles
2		0.841-0.876	
3		0.459-0.479	
4	500	0.545-0.565	Propiedades de tierra, nubes y aerosoles
5		1.230-1.250	
6		1.628-1.652	
7		2.105-2.155	
8	1000	0.405-0.420	Color del océano Fitoplancton Biogeoquímica
9		0.438-0.448	
10		0.483-0.493	
11		0.526-0.536	
12		0.546-0.556	
13		0.662-0.672	
14		0.673-0.683	
15		0.743-0.753	
16		0.862-0.877	
17	1000	0.890-0.920	Vapor de agua en la atmósfera
18		0.931-0.941	
19		0.915-0.965	
20	1000	3.660-3.840	Temperatura superficial y de las nubes
21		9.929-3.989	
22		3.929-3.989	
23		4.020-4.080	
24	1000	4.433-4.498	Temperatura de la atmósfera
25		4.482-4.549	
26	1000	1.360-1.390	Vapor de agua en las nubes tipo Cirrus
27		6.535-6.895	
28		7.175-7.475	
29	1000	8.400-8.700	Propiedades de las nubes
30	1000	9.580-9.880	Ozono
31	1000	10.780-11.280	Temperatura superficial y de las nubes
32		11.770-12.270	
33		13.185-13.485	
34	1000	13.485-13.785	Altura de las nubes
35		13.785-14.085	
36		14.085-14.385	

Existen numerosísimas publicaciones sobre aplicaciones de las imágenes del sensor MODIS a estudios de calidad de las aguas, tanto oceánicas como interiores, aunque su resolución espacial de 1000 metros en las bandas apropiadas es demasiado gruesa para las aguas interiores y litorales (Dall'Olmo et al. 2005; Pozdnyakov et al. 2005; De la Hoz & Gotilla 2009).

La NASA distribuye no sólo las imágenes MODIS en bruto y también procesadas a diferentes niveles, sino también multitud de productos concretos para el estudio de la atmósfera, la superficie terrestre, la criosfera y los océanos. Un ejemplo de estos últimos (concentraciones medias mensuales de clorofila a) se muestra en la figura 2.5.2.4. En muchos casos, estos productos son puestos posteriormente a disposición de los gestores directos del medio ambiente y de los ciudadanos en forma de indicadores, por parte de los organismos

responsables; como ejemplo, se puede citar que la REDIAM incluye esta información como servicio WMS (REDIAM 2015).

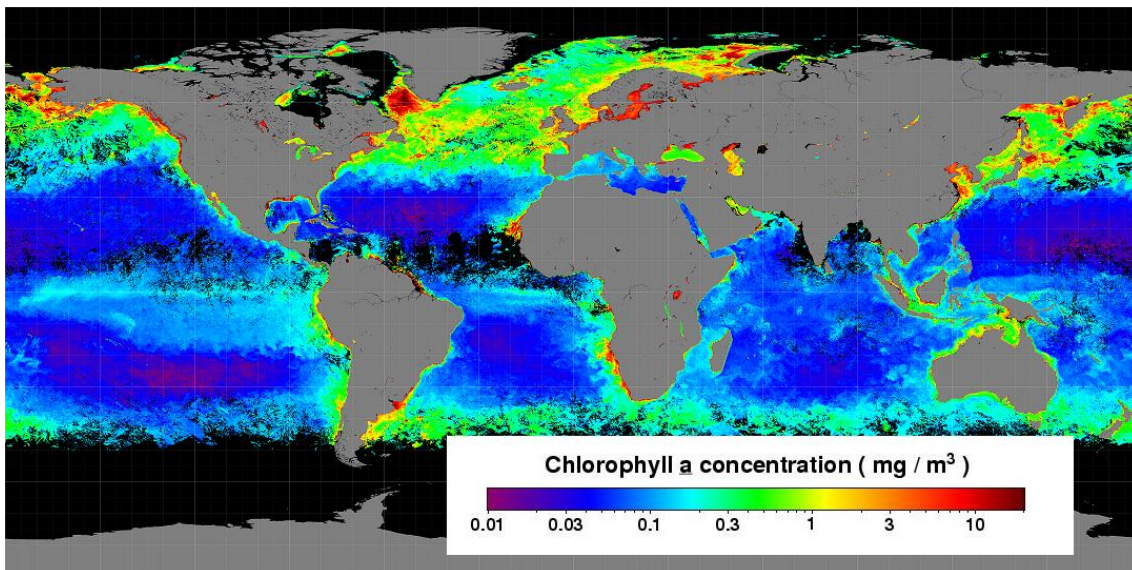


Figura 2.5.2.4. Ejemplo de productos MODIS: Media mensual de la concentración de clorofila a del mes de mayo de 2015 (NASA 2015a)

MERIS (*MEdium Resolution Imaging Spectrometer Instrument*) a bordo del satélite europeo ENVISAT es otro sensor específicamente diseñado para estudios de color del océano, y sus características responden a las necesidades de este tipo de trabajos.

El satélite ENVISAT (*Earth Observation ENVironmental SATellite*) fue lanzado por la Agencia Espacial Europea el 1 de Marzo de 2002, describiendo una órbita heliosincrónica casi polar con una altitud media de 800 kilómetros sobre la superficie terrestre. Lleva a bordo varios instrumentos (ASAR, RA-2, MIPAS, GOMOS, SCIAMACHY, AATSR y MERIS), de los que para estudios de color del océano destacamos MERIS.

MERIS es un espectrómetro programable con un campo de visión de 68.5° que le permite cubrir una banda de 1150 kilómetros en cada pasada. Su resolución espacial en el nadir es de 300 metros, aunque también se distribuyen imágenes a una resolución reducida de 1200 metros. Puede adquirir simultáneamente imágenes en 15 bandas diferentes del espectro electromagnético, programables tanto en anchura como en posición entre los 390 y los 1040 nm. Su resolución radiométrica es, como en el caso de MODIS, también excepcional, de 12 bits. La resolución temporal de MERIS es de 3 días. Existen numerosos ejemplos del uso de imágenes de este sensor para el estudio de aguas interiores y litorales, gracias a su mejor resolución espacial (Domínguez et al. 2010; Torres et al. 2009; Odermatt et al. 2008). Incluso

se ha utilizado en lagos pequeños, con resultados similares a los obtenidos con sensores de mejor resolución espacial como Landsat (Matthews et al. 2010).

Un ejemplo del tipo de productos que se pueden obtener de este sensor se muestra en las figuras 2.5.2.5 y 2.5.2.6 (ESA 2015).

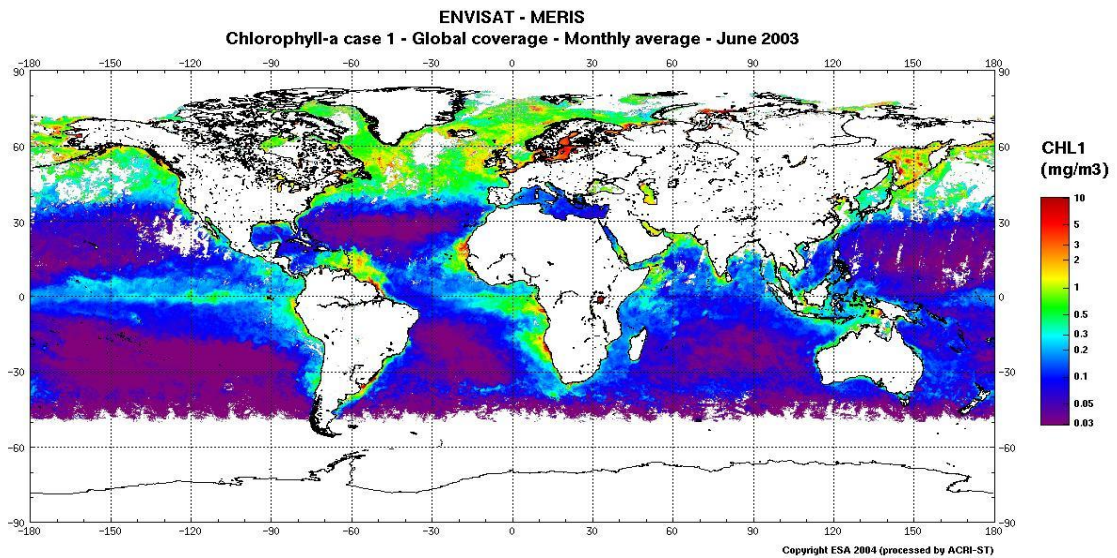


Figura 2.5.2.5. Contenido medio en clorofila a de las aguas oceánicas en el mes de Junio de 2003 calculado a partir de imágenes ENVISAT – MERIS (ESA 2015).

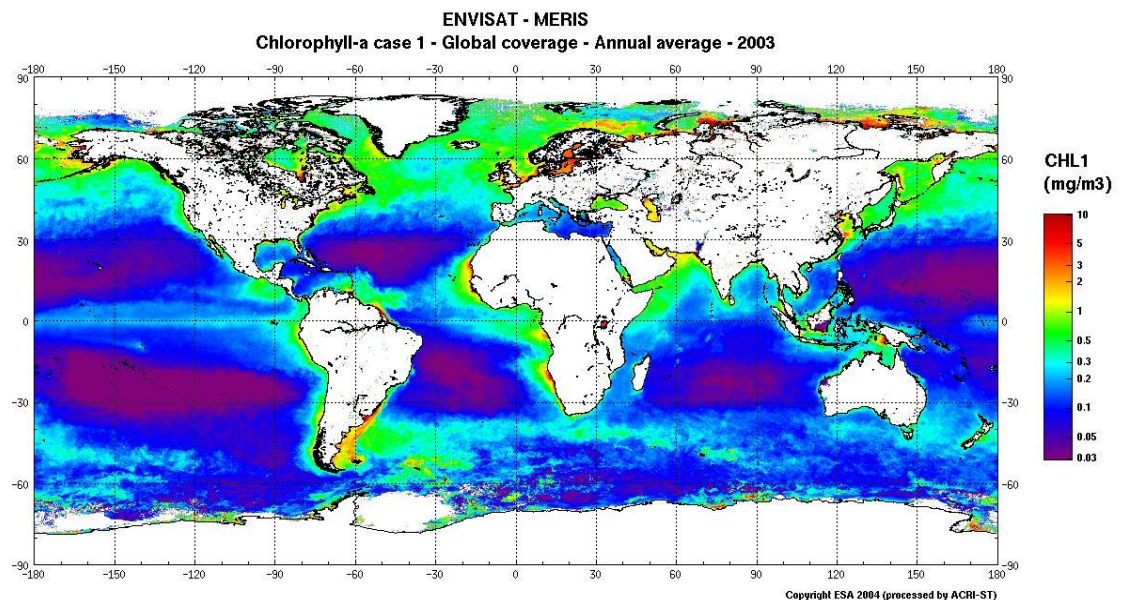


Figura 2.5.2.6. Contenido medio en clorofila a de las aguas oceánicas durante el año 2003 calculado a partir de imágenes ENVISAT – MERIS (ESA 2015).

Desgraciadamente, el 9 de mayo de 2012, después de 10 años en funcionamiento, la Agencia Espacial Europea se vio obligada a declarar el fin de la misión Envisat debido a la pérdida de comunicación con el satélite desde el 8 de Abril, que no pudo recuperarse (ESA 2012).

Tanto las imágenes MODIS como las MERIS se distribuyen gratuitamente para proyectos de investigación, por lo que son (eran, en el caso de MERIS) una opción viable para muchos trabajos, especialmente en países en vías de desarrollo.

Todos los sensores hasta ahora mencionados se adaptan perfectamente al estudio de las aguas oceánicas de tipo 1, para las que han sido diseñados. Incluso han permitido el desarrollo de algoritmos generales para obtener concentraciones de clorofila y otros pigmentos a partir de sus imágenes mediante el método teórico. Sin embargo, para el estudio de las aguas de tipo 2 presentan algunos problemas:

- Con la excepción de MERIS, casi todas las bandas están orientadas a la detección y cuantificación de la clorofila, olvidando la materia en suspensión de diverso tipo que también está presente en este tipo de aguas;
- También con excepción de MERIS, la resolución espacial de estos sensores, adecuada para el océano abierto, es demasiado gruesa para la zona litoral, estuarios, etc.

2.5.2.4. Sensores multiespectrales de propósito general

Por lo anteriormente expuesto, cuando se realizan estudios de la calidad y dinámica de las aguas litorales, normalmente hay que resignarse y utilizar una serie de sistemas de teledetección no específicamente diseñados para estas aplicaciones, sino más bien para aplicaciones terrestres. Su principal aportación es, evidentemente, la resolución espacial adecuada para pequeñas masas de agua y la zona litoral. Ello supone trabajar con bandas más anchas y peor resolución radiométrica y ratio señal/ruido, lo que normalmente nos limita a utilizar el método empírico (ver apartado 2.4) y a desarrollar casi exclusivamente modelos locales. Como se desprende de la revisión bibliográfica realizada, la mayor parte de los trabajos se lleva a cabo con imágenes adquiridas mediante escáneres multiespectrales tipo Landsat-MSS, Landsat-TM, SPOT-HRV, IRS-LISS, MOS-MESSR, etc.

Existen numerosísimos trabajos que obtienen buenos resultados utilizando estos instrumentos para estimar una gran variedad de parámetros de calidad del agua tanto en aguas interiores como litorales a través del método empírico para generar modelos locales, como se puede observar en el apartado 2.4. Aun así, se encuentran ejemplos de trabajos que pretenden extender los modelos generados en el espacio y en el tiempo (Dekker et al. 2002; Carolina Doña et al. 2009; Doña et al. 2011; Doxaran et al. 2006; Olmanson et al. 2008).

En concreto, para la realización de este trabajo sobre la calidad de las aguas litorales de estuarios andaluces se han utilizado imágenes Landsat TM, ya que de entre todos los sistemas de teledetección con resolución espacial suficiente para permitir el trabajo a escalas de detalle es el que presenta mejor resolución espectral, que es una característica fundamental para el estudio de la calidad de las aguas. Para el estudio de la dinámica litoral (tema en que la resolución espectral es menos crítica, siempre que se disponga de alguna banda en el visible) se han utilizado también algunas imágenes SPOT HRV-X, que además proporciona mayor detalle espacial, y porque las imágenes disponibles se correspondían con situaciones hidrodinámicas muy concretas e interesantes. Se comentan a continuación en mayor detalle las características de estos dos sistemas de teledetección.

2.5.2.4.1. El sistema Landsat

Las experiencias llevadas a cabo en la adquisición de fotografías espaciales desde las misiones tripuladas Mercury, Gemini y Apolo en los años 60 llevaron al desarrollo de una serie experimental de satélites dirigida a evaluar la utilidad de imágenes obtenidas por un satélite sin tripular. Es el programa que hoy conocemos como LANDSAT, pero que en un principio recibió el nombre de ERTS (*Earth Resources Technology Satellites*).

Es quizás el proyecto más importante de teledetección espacial que se ha desarrollado hasta el momento y el que ha sido más utilizado hasta la fecha. Ello se explica por la buena resolución espacial y espectral de sus sensores pero, sobre todo, por la buena comercialización de sus productos, que en principio era realizada por la NASA directamente, después pasó a depender de NOAA (*National Oceanic and Atmospheric Administration*) y, desde que se dejó de considerar como un programa experimental (1985), de una empresa comercial llamada EOSAT (*Earth Observation Satellite Company*), que fue seleccionada para gestionar el sistema Landsat durante un periodo de 10 años, con la responsabilidad no sólo de comercializar las imágenes, sino también del mantenimiento de los dos satélites que estaban en funcionamiento en ese momento (4 y 5) y del diseño y lanzamiento de los

satélites previstos para el futuro (Landsat 6 y 7). Desde el lanzamiento del satélite Landsat 8 la política de distribución de las imágenes Landsat (y de gran parte de los demás sistemas de teledetección dependientes de la NASA) ha cambiado, y en la actualidad se puede acceder a las imágenes y muchos productos derivados libre y gratuitamente desde las plataformas EarthExplorer y Glovis del USGS (*United States Geological Survey*).

Características orbitales

La primera generación del programa Landsat constaba de tres satélites desarrollados por la NASA, que se mantuvieron operativos desde 1972 hasta 1983. El primero de ellos, el ERTS-A, fue lanzado el día 23 de julio de 1972. El segundo, ya denominado Landsat-2 se puso en órbita en 1975 y el tercero, Landsat-3 en 1978. Esta primera generación tiene unas características ligeramente diferentes de las siguientes.

Los tres satélites iniciales fueron lanzados a una órbita heliosincrónica, casi polar (inclinación 99 grados), con una altura media de 917 Km. (900 ± 30 km), lo que asegura una cobertura casi total de la superficie terrestre (al menos entre los 82 grados de latitud norte y sur). Cada satélite rodeaba la tierra cada 103 minutos, por lo que realizaban 14 órbitas diarias, de manera que volvían sobre la misma porción de la superficie terrestre cada 18 días, siempre a la misma hora solar (entre 9:30 y 10:30 según las latitudes). Cuando dos satélites coincidieron en el espacio, se tuvo en cuenta que sus órbitas se diferenciaban en 9 días, de manera que en realidad se conseguía una mayor repetitividad y cada 9 días se podía disponer de una imagen del área de interés.

SATÉLITE	FECHA LANZAMIENTO	FECHA FINALIZACIÓN
Landsat-1	23/7/1972	6/1/1978
Landsat-2	22/01/1975	25/01/1982
Landsat-3	05/03/1978	31/03/1983
Landsat-4	16/07/1982	Julio 1987
Landsat-5	01/03/1984	Noviembre 2011
Landsat-6	10/05/1993	10/05/1993
Landsat-7	15/04/1999	Operacional
Landsat-8	11/02/2013	Operacional

Frente a ellos, los últimos satélites (Landsat 4, 5, 6, 7 y 8), presentan unas características orbitales ligeramente diferentes, modificaciones que se hicieron con el fin de mejorar la resolución espacial y temporal de las imágenes. La altura orbital media se reduce

de los 917 Km. anteriores a 705, lo que sirve para mejorar la resolución temporal, ya que el periodo de tiempo entre dos pases por la misma zona de la superficie terrestre se reduce a 16 días.

Sensores a bordo de los satélites Landsat

Los tres primeros satélites de la serie llevaban a bordo dos sensores cada uno: el MultiSpectral Scanner (MSS) y el Return Beam Vidicon (RBV). Los dos siguientes (Landsat 4 y 5) llevaban a bordo también dos sensores, en este caso el mismo MSS y además un nuevo sensor, el *Thematic Mapper* (TM), que se mantuvo en solitario en el Landsat 6 (aunque este satélite no llegó situarse en órbita alrededor de la Tierra). Landsat 7 lleva a bordo un sensor llamado ETM+ (*Enhanced Thematic Mapper*), que es esencialmente un TM mejorado en ciertos aspectos. Finalmente, Landsat 8 avanza bastante más y lleva a bordo dos sensores, OLI y TIRS, con mejoras importantes respecto a los anteriores (en resolución espectral y radiométrica, fundamentalmente). Aunque la historia de la serie Landsat es muy interesante y las imágenes de los sistemas más antiguos siguen utilizándose como fuente de información insustituible para estudios evolutivos, para no extendernos describiremos aquí únicamente el sensor TM, que es el utilizado en el presente trabajo. Toda la información de los sistemas Landsat, perfectamente organizada y accesible se encuentra disponible en la web del USGS, que es, a mi parecer, un ejemplo de web realmente útil para el usuario (USGS 2015).

Sensor TM.

Aparte de los cambios realizados en su órbita, el paso de la primera a la segunda generación del programa Landsat también incluyó una importante novedad en cuanto a los sensores que los satélites llevan a bordo. Los Landsat-4 y 5 (y también el 6 aunque no llegó a funcionar) llevaban a bordo, además del MSS (que ya funcionaba en la generación anterior) el sensor TM (*Thematic Mapper*), orientado, como su nombre indica, a la cartografía temática.

TM es un sensor de barrido multiespectral, muy parecido al MSS en cuanto a sus características técnicas. Sin embargo, incorporaba muchas novedades que permitieron considerarlo el primer sensor de una nueva generación. La primera diferencia que encontramos respecto al MSS es que aumenta el número de detectores, de 24 (6 por banda) a 100 (16 para las bandas reflejadas y 4 para la térmica); además, se reduce el IFOV

(lo que unido a la disminución de la altura de la órbita del satélite contribuye a una mejor resolución espacial), se aumentan los niveles de codificación (de los 64 anteriores a 256), y se realiza el barrido en las dos direcciones. Todo ello da como resultado una mejora de las resoluciones espacial, espectral y radiométrica: de 4 a 7 bandas, de 79 a 30 metros y de 6 a 8 bits. La anchura de las escenas TM es de 185 km.

Este sensor permitió ampliar el rango de aplicaciones de la teledetección espacial, gracias a la importante mejora en su resolución espacial y espectral sobre todo. Las bandas fueron seleccionadas para cubrir zonas del espectro que no aparecían en el MSS, como por ejemplo la zona del azul (TM 1), el infrarrojo medio (TM 5 y 7) y el infrarrojo térmico (TM 6); además se sustituyeron las dos bandas que MSS tenía en el infrarrojo próximo (6 y 7) por una sola (TM 4), ya que se había comprobado que la presencia de dos bandas tan próximas no añadía información importante en esa zona del espectro. Los rangos espectrales de las bandas TM son los siguientes:

BANDA	LONGITUD DE ONDA (μm)	REGIÓN DEL ESPECTRO
1	0.45-0.52	Azul
2	0.52-0.60	Verde
3	0.63-0.69	Rojo
4	0.76-0.90	Infrarrojo próximo
5	1.55-1.75	Infrarrojo medio
6	10.4-12.5	Infrarrojo térmico
7	2.80-2.35	Infrarrojo medio

Las principales aplicaciones para las que estas bandas se consideraron útiles en el momento del diseño del sensor fueron las siguientes:

BANDA	PRINCIPALES APLICACIONES
1	Longitud de onda correspondiente a la máxima penetración en el agua, por lo que es útil en la cartografía de zonas litorales. También de utilidad para discriminación entre suelo desnudo y vegetación, cartografía de vegetación e identificación de estructuras construidas por el hombre.
2	Diseñada para recoger el pico de reflectividad de la vegetación verde, para discriminar diferentes tipos de vegetación y evaluar su estado. Asimismo, es de utilidad para la identificación de estructuras construidas por el hombre.
3	Longitud de onda correspondiente a la banda de absorción de la clorofila, por lo que es útil en la diferenciación de especies vegetales. También para la identificación de estructuras construidas por el hombre.

- 4 Útil para identificar tipos de vegetación, biomasa y vigor vegetal. Permite delimitar zonas de agua, y diferentes niveles de humedad en el suelo.
- 5 Indica el contenido de agua en la vegetación y la humedad del suelo. También es útil para diferenciar la nieve de las nubes.
- 6 Útil para análisis de stress vegetal, discriminación de niveles de humedad en el suelo, y cartografía térmica.
- 7 Esta banda del espectro electromagnético es muy útil para la discriminación de tipos de rocas y minerales. También es sensible al contenido en humedad de la vegetación.

El primer sensor TM, a bordo del Landsat-4 empezó a funcionar en julio de 1982, pero pronto (febrero de 1983), a causa de problemas eléctricos, este sensor dejó de funcionar. Esto fue un contratiempo importante, ya que los satélites Landsat-4 y 5 se habían previsto de manera que sus órbitas presentaran un desfase de 8 días, lo que habría asegurado una resolución temporal, entre los dos sensores, de 8 días frente a los 16 nominales para imágenes TM.

En realidad, esta mejora general de la resolución del sistema sólo fue posible gracias a un nuevo diseño del sistema de transmisión de los datos a tierra, que ya no depende solamente de la red de antenas receptoras en tierra, sino que hace uso de una red de satélites de comunicaciones que permiten no tener que almacenar datos a bordo y hacen posible una transmisión de los datos en tiempo real desde cualquier punto de su órbita.

Como conclusión, en relación con los objetivos de este trabajo, hay que recordar que pese a su frecuente utilización para estudios de calidad de masas de agua litorales e interiores, se uso se justifica solamente por la falta de sistemas más adecuados a las condiciones ambientales de estos espacios. De hecho, algunos autores han señalado importantes problemas en la calidad de las imágenes Landsat TM para este tipo de estudios (Dekker & Peters 1993), como son:

- Ruido aleatorio debido a los bajos niveles de radiancia con los que trabajamos en el agua. Sería necesario que este sensor aumentara su sensibilidad radiométrica, especialmente a bajos niveles de radiancia.
- Bandedo cada 16 líneas debido a la inadecuada calibración de los detectores, que se observa en gran parte de las imágenes que muestran masas de agua.
- Desigual respuesta en las masas de agua para barridos en las dos direcciones, que genera un bandedo de 16 líneas de ancho, en función de la posición del sol.

- Efecto de adyacencia, que es especialmente importante en niveles bajos de radiancia como los que obtenemos en masas de agua.

Queda claro, entonces, que la utilización de este tipo de sensores en particular y del sistema Landsat TM en particular requiere una cuidadosa etapa de preprocesamiento que reduzca todos estos problemas de calidad en lo posible.

2.5.2.4.2. El sistema SPOT

El sistema SPOT (*Systeme Probatoire d'Observation de la Terre*) es un proyecto desarrollado por el CNES francés en colaboración con Bélgica y Suecia. El sistema está en operación desde 1986, fecha del lanzamiento del primer satélite Spot. Spot 2 se le unió en órbita en enero de 1990, seguido por Spot 3 en septiembre de 1993, Spot 4 en marzo de 1998 y Spot 5 en mayo de 2002. El lanzamiento de SPOT 6 durante el verano de 2012 y de SPOT 7 en 2014 completó la serie. Estos dos últimos satélites, junto con Pléiades 1A (en órbita desde diciembre de 2011) y Pléiades 1B (2012) forman una constelación de satélites que asegura la disponibilidad de imágenes con resolución entre 0.5 y 1.5 metros hasta 2024, diseñada y gestionada por la empresa Astrium; en la actualidad, se encarga de su comercialización Airbus Defence & Space, a través de la plataforma GeoStore (Airbus Defence & Space 2015a).

La órbita de los SPOT 1 a 5 es circular, heliosincrónica y casi polar (inclinación 98 grados), como la de Landsat, con una altura media de 832 kilómetros. Ello les permite tener una resolución temporal nominal de 26 días.

Los sensores a bordo de cada uno de estos satélites son:

Satélite	Sensores a bordo
SPOT 1, 2 y 3	2 HRV
SPOT 4	2 HRVIR VEGETATION
SPOT 5	2 HRG VEGETATION HRS

Cada uno de los sensores HRV (Alta resolución visible) a bordo de los Spot 1, 2 y 3 puede funcionar en dos modos excluyentes entre sí:

- Modo pancromático: una sola banda (0'51-0'73 micrómetros), 10 metros de resolución espacial, 6 bits de resolución radiométrica.
- Modo multiespectral. Tres bandas (1: 0'50-0'59 micrómetros, región verde; 2: 0'61-0'68 micrómetros, región del rojo; 3: 0'79-0'89 micrómetros, región del infrarrojo próximo); 20 metros de resolución espacial, 8 bits de resolución radiométrica.

Lo normal es que uno de los dos funcione en cada modo simultáneamente, de manera que se obtengan imágenes de la misma zona en los dos modos, multiespectral y pancromático, simultáneamente.

El sensor HRV es un explorador de empuje, es decir, no tiene un espejo oscilante, sino que cada píxel de cada línea es captado directamente por un detector. Como el área cubierta por cada escena es de 60 Km., este sensor incorpora 3000 detectores si trabaja en modo multiespectral y 6000 si trabaja en modo pancromático. Es precisamente este sistema lo que ha permitido mejorar la resolución espacial frente a los sensores anteriores. Otra importante novedad de este sistema es que puede variar su ángulo de observación, es decir, puede mover su cadena de detectores para que en lugar de mirar directamente debajo del satélite a medida que se desplaza por encima de la tierra, lo haga con un cierto ángulo, lo que le permite dos cosas:

1. Para el seguimiento de fenómenos muy dinámicos, es posible adquirir imágenes de una misma zona en días sucesivos, ya que desde la órbita adyacente puede tomar una imagen dentro de la zona correspondiente a la órbita anterior.
2. Permite adquirir imágenes estereoscópicas, es decir, una misma zona desde dos puntos de vista diferentes, por lo que se pueden ver en relieve. Esto ha dado lugar a una serie de aplicaciones que hasta ahora no se habían podido desarrollar con imágenes de satélite, como son las aplicaciones topográficas y el desarrollo de MDT a partir de estas imágenes.

De todas formas, estas imágenes "no verticales" deben planificarse con antelación, y encargarlas con tiempo antes de la fecha de adquisición, ya que hay que programar el satélite para que mueva su cadena de detectores. Ello supone siempre un riesgo (nubes, etc.) y además hace que en esa fecha y lugar no haya imágenes verticales disponibles para otros usuarios potenciales. Por ello, si en Landsat se puede confiar claramente en el calendario de pasadas para elegir una imagen, en SPOT es necesario pedir confirmación.

Los sensores HRVIR (Alta resolución visible infrarroja) a bordo del Spot 4 también pueden adquirir imágenes en dos modos. Frente al HRV, se sustituye la banda pancromática por una banda roja (0.61-0.68 μm), por lo que ese modo recibe ahora el nombre de monoespectral. En modo multiespectral, la principal diferencia es que ahora se añade una banda en el infrarrojo medio (1.58-1.75 μm). La resolución espacial para el modo monoespectral es de 10 metros, y en el modo multiespectral 20 metros; en ambos casos la resolución radiométrica es de 8 bits. Este sensor presenta también capacidad de observación estereoscópica, igual que el HRV anterior.

El sensor VEGETATION a bordo de los SPOT 4 y 5 adquiere cuatro bandas espectrales (B0: 0.45-0.52 μm , B2: 0.61-0.68 μm , B3: 0.78-0.89 μm y B4: 1.58-1.75 μm) con una resolución espacial de 1000 metros y una resolución radiométrica de 10 bits. Las escenas tienen 2250 kilómetros de ancho y así se consigue una resolución temporal de 1 día, muy adecuada para el seguimiento del estado de la vegetación en grandes zonas a pequeña escala, que es el objetivo de este sistema.

Los sensores HRG (Alta resolución geométrica) a bordo del SPOT 5 presentan un modo pancromático con dos bandas de 5 metros de resolución espacial (0.48-0.71 μm) con y un modo multiespectral con tres bandas similares a las del HRV pero con 10 metros de resolución espacial y una banda infrarroja media a 20 metros de resolución. La resolución radiométrica en los dos casos es de 8 bits y el ancho de escena de 60 kilómetros, con una resolución temporal para pasadas verticales de 26 días. Igual que los HRV y HRVIR, permiten adquirir imágenes estereoscópicas girando los detectores para obtener vistas oblicuas.

Finalmente, el sensor HRS (Alta resolución estereoscópica) a bordo del SPOT 5 es toda una novedad en el mundo de la teledetección, ya que consigue visión estereoscópica a lo largo de toda la traza del satélite, con una banda pancromática de 10 metros de resolución espacial (aunque se remuestrea a 5 metros a lo largo de la traza), y una resolución radiométrica de 8 bits. Las imágenes se obtienen en franjas de 120 kilómetros de ancho y 600 de largo.

Los SPOT 6 y 7 han supuesto un gran avance respecto a sus predecesores, fundamentalmente en resolución espacial. En la actualidad, proporcionan imágenes de hasta 1.5 metros de resolución espacial en la banda pancromática y hasta 6 metros en las bandas multiespectrales (azul, verde, roja e infrarroja cercana), con una gran variedad de niveles de procesado (Airbus Defence & Space 2015b).

Está claro, a la vista de estas características, que la principal aportación de este sistema de teledetección está en su buena resolución espacial y en la capacidad de obtener cobertura estereoscópica, por lo que sus principales aplicaciones han sido en el campo cartográfico (incluso para derivar cartografía topográfica a escala 1/25.000 o para actualizar cartografía), en estudios urbanos, ya que la buena resolución que presenta sobre todo el modo pancromático y la posibilidad de mezclar imágenes de los dos modos permite realizar estudios de expansión urbana, estructura urbana, etc. También la visión estereoscópica ha facilitado su aplicación en geología y geomorfología, para el estudio de estructuras geológicas, fallas, etc. Frente a ello, y para las aplicaciones que nos interesan, su principal debilidad está en su escasa resolución espectral, siendo los SPOT 1 a 5 ampliamente superados por Landsat TM al disponer de una banda en la región del azul que a menudo proporciona información interesante sobre el agua.

Acerca de la capacidad de estos sistemas de teledetección de orientación general para el estudio de la calidad del agua, Bukata y sus colaboradores (Bukata et al. 1995) los resumen en la siguiente tabla, que nos puede servir como conclusión:

Sistema de teledetección	Aplicación						
	Temperatura	Turbidez	Clorofila	Sólidos en suspensión	Materia orgánica en disolución	Petróleo	Vegetación acuática
Landsat MSS		<input type="checkbox"/> F				<input type="checkbox"/> D	<input type="checkbox"/> D
Landsat TM	<input checked="" type="checkbox"/> D	<input type="checkbox"/> F	<input checked="" type="checkbox"/> D	<input checked="" type="checkbox"/> D	<input checked="" type="checkbox"/> D	<input type="checkbox"/> F	<input type="checkbox"/> F
SPOT-XS		<input type="checkbox"/> F				<input type="checkbox"/> F	<input type="checkbox"/> F

- : Descriptores de la calidad del agua que pueden determinarse *cuantitativamente*
- : Descriptores de la calidad del agua que sólo pueden determinarse de forma *cualitativa*
- F: Parámetros relativamente *fáciles* de estudiar mediante imágenes de satélite
- D: Parámetros que son relativamente *difíciles* de estudiar mediante teledetección, y hacen necesario contar con modelos bio-ópticos específicos o bien utilizar métodos empíricos o semiempíricos (utilizando datos reales de los parámetros de calidad del agua medidos simultáneamente a la adquisición de la imagen)

2.5.3. Signatura espectral de las aguas de tipo 2 en las imágenes Landsat 5 TM

Una vez disponemos de la información básica sobre la signatura espectral de las aguas naturales y de las características y posibilidades de aplicación en este ámbito de las imágenes Landsat TM, que son las que utilizaremos fundamentalmente en el presente

trabajo, repasaremos ahora la signatura espectral de las aguas de tipo 2 en dichas imágenes para tomar conciencia de las posibilidades reales de aplicación de esta técnica y las limitaciones que nos encontraremos en este trabajo.

Seguiremos para ello un trabajo de Dekker y Peters (Dekker y Peters, 1993), que para estudiar diferentes parámetros de calidad del agua en varios lagos eutróficos de Holanda a partir de imágenes Landsat 5 TM examinaron en primer lugar la respuesta espectral de estas aguas de tipo 2 en las bandas de dicho sensor, comparando su respuesta medida con un espectrorradiómetro justo encima de la superficie del agua y a 1000 metros de altura. Así evaluaron tanto las implicaciones que para estos trabajos puede tener la resolución espectral de este sensor como el efecto de la atmósfera.

En la figura 2.5.3.1 se representa la energía procedente de varias masas de agua continentales (tipo 2) medida con un espectrorradiómetro manual justo encima de la superficie del agua; sobre ella se han representado los límites de las bandas 1 a 4 del sensor Landsat TM. A partir de este gráfico y del conocimiento de la signatura espectral de las aguas de tipo 2 es posible obtener algunas conclusiones sobre la información proporcionada por cada banda y su utilidad en este tipo de trabajos.

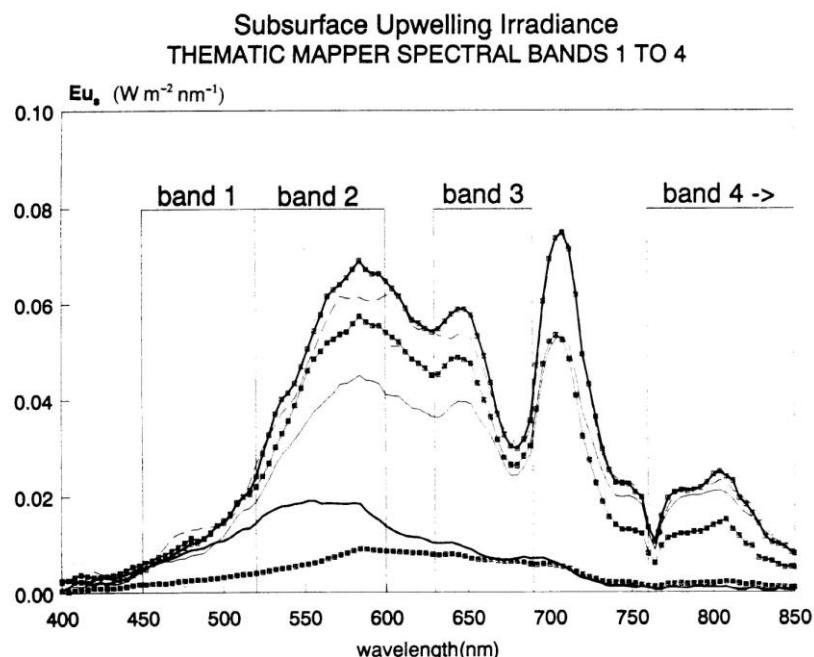


Figura 2.5.3.1. Bandas TM 1, 2, 3 y 4 (hasta 850 nm) superpuestas a la irradiancia emergente subsuperficial (en $W m^{-2} nm^{-1}$) medida con un espectrómetro manual. Las distintas curvas se corresponden con diferentes lagos holandeses, con características ópticas variadas (Dekker & Peters 1993).

En la banda 1 (450-520 nm), la mayor parte de la energía que penetra en el agua es absorbida por el humus acuático y por la clorofila a y los pigmentos que la acompañan. Hacia 500 nm la absorción de la luz por parte de estos materiales disminuye y la retrodispersión se convierte en el principal fenómeno óptico, causando un incremento de la irradiancia emergente.

En la banda 2 (520-600 nm) se observa una absorción decreciente ocasionada por el humus acuático y una creciente reflectividad debida a la retrodispersión ocasionada por la presencia de partículas en suspensión.

En su límite inferior, la banda 3 (630-690 nm) corta por la mitad el pico de absorción debido a la presencia de los pigmentos de las cianobacterias. El pequeño ascenso de la irradiancia a 645 nm es contrarrestado por el fuerte pico de absorción que se produce a 680 nm debido a la presencia de clorofila a y sus subproductos. La banda 3 termina en 690 nm, justo cuando empieza un ascenso en irradiancia que llevará al pico centrado en 709 nm. La reducción de la radiancia emergente debida a los diferentes agentes absorbentes se ve contrarrestada por la retrodispersión. A una resolución espectral de 60 nm no es posible separar los efectos originados por los diferentes elementos.

La banda 4 del sensor TM presenta una sensibilidad espectral entre 760 y 900 nm, aunque las mediciones disponibles con el espectrorradiómetro sólo llegan hasta 850 nm. Entre 850 y 900 nm la absorción producida por el agua aumenta bruscamente, por lo que la falta de este intervalo no es muy relevante. Justo a 760 nm la banda 4 incluye el mínimo de irradiancia solar debido a la absorción molecular del agua y el oxígeno. Aunque muchos manuales mencionan esta banda 4 como la región del espectro donde el agua absorbe por completo la energía electromagnética y por tanto es muy oscura, todavía hay una irradiancia emergente significativa en aguas turbias, probablemente ocasionada por la retrodispersión que provocan las partículas en suspensión.

Las bandas 1 a 4 del sensor TM se encuentran en el rango espectral en el que la luz atraviesa el agua en cantidad suficiente para obtener alguna información sobre su calidad. Los fenómenos que se pueden detectar son principalmente la atenuación de la irradiancia en la banda 1 (absorción por el humus acuático y la clorofila a), el aumento de la irradiancia reflejada en la banda 2 y el resultado difícil de interpretar de varios procesos que interactúan en la banda 3. La reflectividad de la banda 4 es el producto del rápido incremento de la absorción de la energía por parte del agua y probablemente la reflexión debida la materia en suspensión. Las bandas 5 y 7 corresponden al infrarrojo más largo. Los coeficientes de

absorción para el agua pura en estas bandas son 700 y 2700 m^{-1} respectivamente (Palmer & Williams 1974). Por tanto, de estas bandas no se puede obtener información relacionada con la columna de agua. A veces la banda 5 se ha usado en algoritmos para el cálculo de parámetros de calidad del agua como clorofila a, materia en suspensión o profundidad del disco de Secchi, pero estos algoritmos carecen de explicación física (Dekker & Peters 1993).

El efecto de la atmósfera en la estimación de los diferentes materiales presentes en el agua a partir de las bandas TM se hace evidente de la comparación de la figura 2.5.3.2 con la que acabamos de comentar.

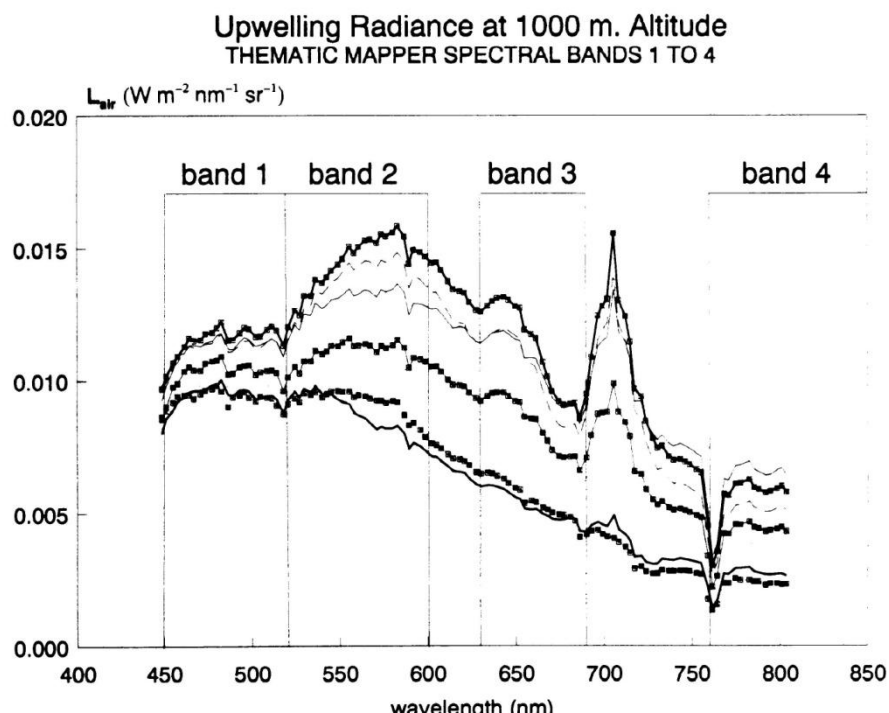


Figura 2.5.3.2. Radiancia emergente (en $\text{W m}^{-2} \text{ nm}^{-1} \text{ sr}^{-1}$) medida a 1000 metros de altura sobre la superficie del agua con un sensor PMI en modo espectral. Las distintas curvas se corresponden con diferentes lagos holandeses, con características ópticas variadas (Dekker & Peters 1993).

Aunque en mediciones hiperespectrales realizadas a 1000 metros de altura se conservan algunos de los hitos más claros dentro de la signatura espectral del agua de tipo 2 como pueden ser el pico de reflectividad a 580 nm debido a la retrodispersión ocasionada por el material en suspensión, el pico a 645 nm y el fuerte descenso a 680 nm . (por otro lado, difíciles de seguir en las bandas TM debido a su gran anchura), la presencia de la atmósfera es evidente en la forma de las curvas, mucho más altas en las longitudes de onda cortas. Este es un obstáculo más, que se añade a la ya mencionada excesiva anchura de las bandas, a la hora de extraer información de calidad del agua a partir de imágenes Landsat TM.

3. ÁREA DE ESTUDIO

Describiremos a continuación las características básicas de las dos zonas del litoral atlántico andaluz en las que hemos trabajado: la ría de Huelva y la bahía de Cádiz.

3.1. Estuario de los ríos Tinto y Odiel

El área de estudio principal de este trabajo es el estuario de los ríos Tinto y Odiel en Huelva, incluyendo la franja litoral entre el río Piedras y Mazagón (figura 3.1.1), por varias razones:

- En primer lugar, porque la ría de Huelva es una de las zonas consideradas más conflictivas desde el punto de vista de la calidad del agua tanto en Andalucía como en el contexto nacional, europeo y mundial (es calificado como uno de los sistemas fluviales-estuarinos más contaminados del mundo (Davis et al. 2000)), debido a la confluencia de varios factores: por una parte, las cuencas de los ríos Tinto y Odiel transcurren por la Faja Pirítica Ibérica, uno de los mayores depósitos de sulfuros del mundo que ha sido explotado desde hace unos cinco mil años (Davis et al. 2000); por otra, la alta concentración en este punto de industrias que realizan vertidos a sus aguas (casi cuarenta plantas industriales dedicadas en su mayoría al sector químico se asientan en los polos industriales Tartessos, Punta del Sebo y Nuevo Puerto) y, finalmente, aunque su importancia cuantitativa sea menor, los vertidos urbanos de aguas residuales de las poblaciones asentadas en la ría. Como consecuencia, se plantea la necesidad de controlar el cumplimiento de las diferentes medidas de corrección de la contaminación implantadas desde el Plan Corrector de Vertidos iniciado en 1986.
- En segundo lugar, porque en esta zona las mareas tienen una amplitud importante y por tanto las condiciones hidrodinámicas sinópticas existentes en el momento de toma de las muestras de agua pueden llegar a influir en los resultados obtenidos en los análisis para el control de los parámetros de calidad. En estas circunstancias es en las que la teledetección puede resultar más útil, gracias a proporcionar información instantánea y homogénea de toda el área de estudio, además de su multitemporalidad.

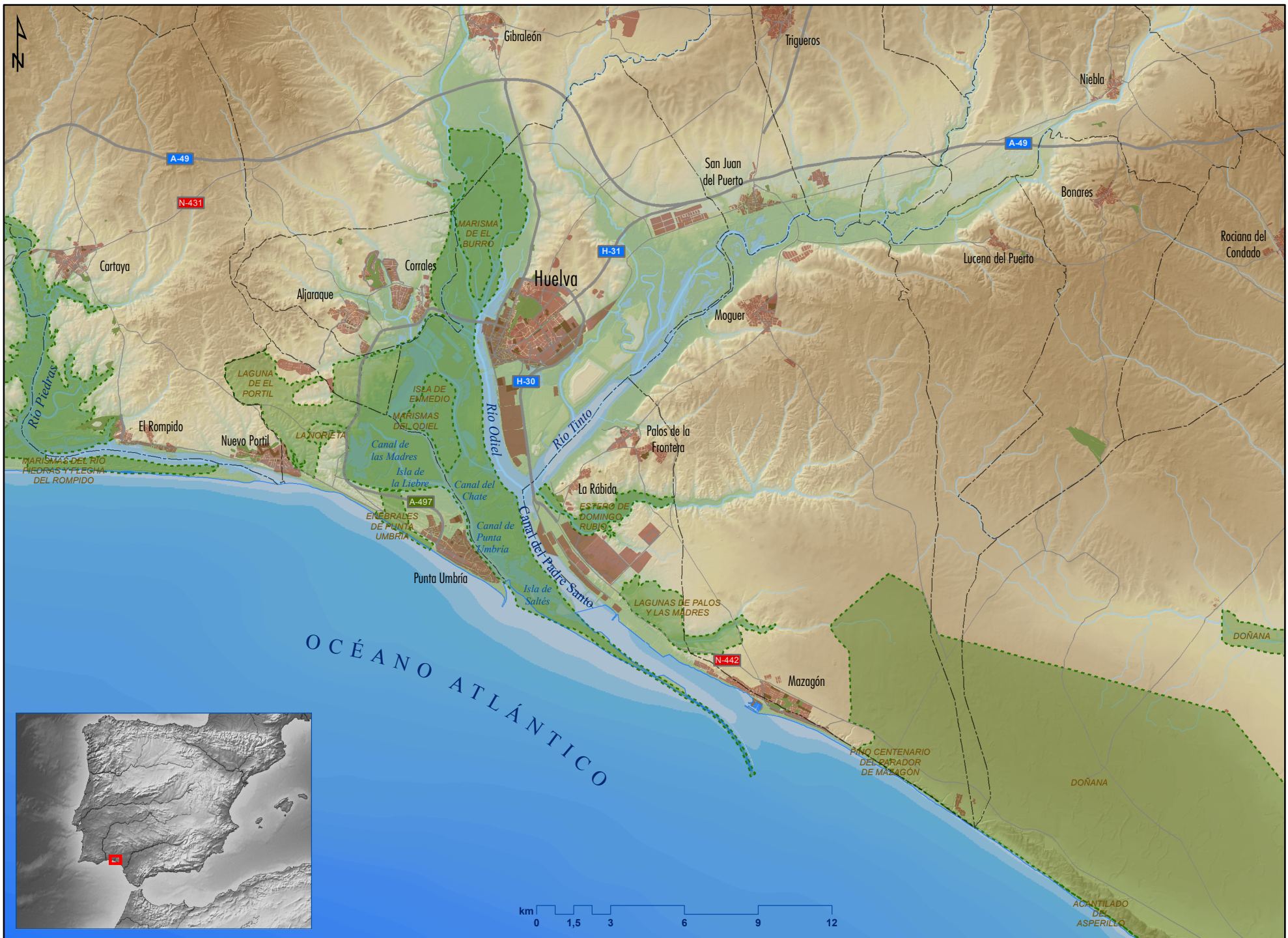


Figura 3.1.1. Localización e información general de la Ría de Huelva.

- Finalmente, y esta razón fue determinante en el momento en que se inició este trabajo, porque se disponía de abundantes imágenes de esta zona (entre ellas las sincrónicas a las campañas de muestreo de agua, fundamentales para la realización de este trabajo), la mayor parte de ellas del sensor Landsat-TM, lo cual ha permitido analizar una amplia gama de situaciones sinópticas diferentes. En la actualidad, ya que desde mayo de 2013 las imágenes Landsat se distribuyen gratuitamente a través de las plataformas GLOVIS (<http://glovis.usgs.gov/>) y EarthExplorer (<http://earthexplorer.usgs.gov/>), esta razón no sería tan relevante.

El estuario de los ríos Tinto y Odiel se extiende desde los términos municipales de Niebla (para el río Tinto) y Gibraleón (para el río Odiel) (límite superior de la influencia mareal) hasta la desembocadura conjunta de los dos ríos a través del Canal del Padre Santo. En concreto, este estuario atraviesa los términos municipales de Gibraleón, Huelva, Moguer, Niebla, Palos de la Frontera, Punta Umbría, San Juan del Puerto y Aljaraque.

Esta zona presenta unas características muy particulares, ya que por un lado es una de las más industrializadas de Andalucía (Polo de Desarrollo Industrial de Huelva, creado en 1964), en sus márgenes se concentran varios núcleos urbanos muy cercanos a las zonas industriales (la propia Huelva, Palos de la Frontera, Moguer, Punta Umbría), y, al mismo tiempo, es una zona de gran valor ecológico con alternancia de marismas, flechas litorales dunas y playas (figura 3.1.2, derecha) que en parte han sido catalogadas como espacios naturales protegidos (Paraje Natural de las Marismas del Odiel, Reserva Integral de la Isla de Enmedio y Reserva Integral de la Marisma del Burro, declaradas por la ley 12/1984 de 19 de octubre; las marismas del Odiel fueron incluidas como reserva de la biosfera en la Red Internacional del Programa MAB de la Unesco el 21 de abril de 1983, ver figura 3.1.3.1, derecha). A todo esto hay que añadir que las aguas de los ríos Tinto y Odiel presentan a lo largo de todo su recorrido una elevada concentración de metales pesados procedentes de la lixiviación que se produce de manera natural a lo largo de todo su curso y de los vertidos producidos por la actividad minera que desde muy antiguo se desarrolla en sus márgenes (Olías Álvarez et al. 2010).

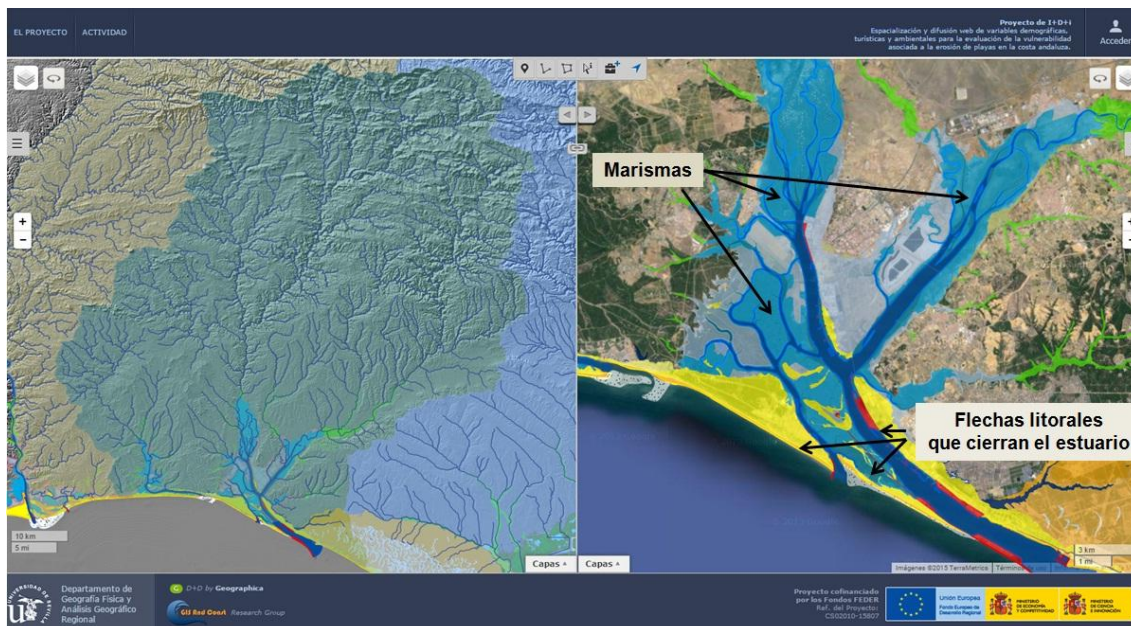


Figura 3.1.2. Demarcación hidrográfica del Tinto-Odiel y Piedras (izquierda) y unidades fisiográficas principales del estuario de los ríos Tinto y Odiel y la Ría de Huelva (Visor Web desarrollado por el Grupo de Investigación RNM 177: <http://www.nacional.gis-and-coast.org/>).

Desde el punto de vista de la gestión, estos ríos, junto con el Piedras, han estado tradicionalmente adscritos a la Confederación Hidrográfica del Guadiana. En enero de 2005 su gestión fue transferida a la Junta de Andalucía formando el Distrito Hidrográfico de los ríos Tinto, Odiel y Piedras, que constituía la parte onubense de la Cuenca Atlántica Andaluza (Olías Álvarez et al. 2010) y en 2007 pasaron a depender de la Demarcación Hidrográfica del Tinto-Odiel y Piedras, creada en ejecución de la Directiva Marco del Agua de la Unión Europea (figura 3.1.2, izquierda).

En esta presentación del área de estudio, describiremos brevemente el río Tinto y el Odiel, cuyas aguas van a desembocar en nuestra zona de estudio, y finalmente nos centraremos en la caracterización del estuario propiamente dicho.

3.1.1. Río Tinto

La cuenca del río Tinto tiene una superficie de 1730 km². Este río nace en la Sierra de Aracena y recorre 100 kilómetros hasta desembocar al Océano Atlántico tras confluir con el río Odiel. En su cabecera sigue una dirección prácticamente Norte-Sur y tras abandonar la Sierra de Aracena se adentra en la Tierra Llana de Huelva, discurriendo en esta zona en dirección Noreste-Suroeste al seguir en prolongación la falla del Guadalquivir. En la parte final de su recorrido, antes de desembocar en el río

Odiel, se convierte en un estuario de marcada influencia mareal durante más de 20 kilómetros. Este estuario se encuentra casi colmatado, como consecuencia de “la estabilización del nivel del mar hace aproximadamente unos 6500 años y una elevada tasa de acumulación de 3 mm/año en la zona submareal y 6 mm/año en la zona intermareal” (Morales & Borrego 2000). Los afluentes principales del río Tinto son los ríos Jarrama y Corumbel en la margen izquierda, y el arroyo Candón y Rivera de la Nicoba por la margen derecha (Confederación Hidrográfica del Guadiana, 2002a).

La única estación de aforo que proporciona datos sobre caudal de este río es la de Gadea, situada aproximadamente en la mitad del recorrido del río, que da valores de caudal medio de 53.6 hm³/año (1.7 m³/s). En cualquier caso, esta cifra de caudal medio tiene muy poco valor descriptivo porque el río se caracteriza por una gran irregularidad interanual, como puede comprobarse en la figura 3.1.1.1 que representa los valores de caudal medio anual entre los años 1966 y 2001 en la estación de aforo mencionada. El régimen del río se caracteriza por presentar máximos invernales y fortísimo estiaje veraniego.

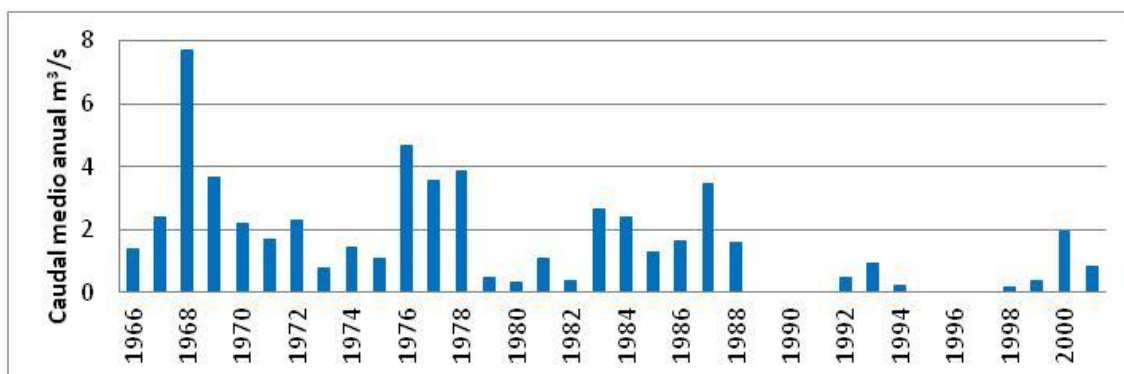


Figura 3.1.1.1. Caudal medio anual del río Tinto en la estación de aforo de Gadea en el periodo 1966-2001. Fuente: SIA (Ministerio de Agricultura Alimentación y Medio Ambiente 2008).

Siguiendo el Informe de Síntesis del Río Tinto (Confederación Hidrográfica del Guadiana, 2002a), a lo largo de su cauce se pueden identificar cinco sectores:

- Cabecera: tramo situado entre el nacimiento del río (en las cercanías del Pico del Padre Caro) y la confluencia del Barranco Seco. El caudal en este tramo es muy reducido, con un acusado estiaje que incluso lo hace desaparecer en algunos tramos durante el verano. Este tramo tiene una longitud de 5.5 Km. y una pendiente media de 3.8%.

- Barranco Seco - Río Jarrama, con una longitud de 7.4 Km. y una pendiente media de 1.4%.
- Río Jarrama – Río Corumbel: el cauce se hace más ancho y su caudal aumenta ligeramente, aunque los aportes del Río Jarrama son bajos debido a su represamiento poco antes de la confluencia con el Tinto. Este tramo presenta una longitud de 38.6 Km. y una pendiente media del 0.4%.
- Río Corumbel – zona de influencia mareal: aunque los aportes del río Corumbel también son escasos por estar represado justo antes de su confluencia con el Tinto, a lo largo de este tramo el río aumenta su caudal debido a numerosos tributarios de escasa entidad individual. Su longitud es de 28.6 Km. y su pendiente media 0.1%.
- Estuario del Tinto: zona de influencia mareal, en la que el volumen de agua marina es muy superior al de agua dulce. Tiene una longitud de 20.3 Km. y una pendiente media del 0.05%.

Entre los indicadores de estado ecológico de este río analizados en el Informe de Síntesis del Río Tinto (Confederación Hidrográfica del Guadiana, 2002a) de acuerdo con la Directiva Marco del Agua (Directiva 2000/60/CE), comentaremos los indicadores fisicoquímicos, que nos ofrecen una visión general de la calidad de las aguas de este río a lo largo de todo su recorrido: transparencia, oxígeno disuelto, mineralización, pH y contaminantes específicos.

A pesar de mostrar una coloración rojiza, las aguas del río Tinto presentan un elevado grado de transparencia en casi todo su recorrido. Solamente se encuentran zonas puntuales de agua turbia debido al aporte al río de las aguas residuales, en muchos casos sin tratar, de localidades de la comarca (Nerva y Minas de Río Tinto al final del primer tramo, Villalba del Alcor, la Palma del Condado, Niebla, Bonares y Lucerna del Puerto en el tramo 4, y Trigueros, San Juan del Puerto y Huelva en el último tramo). A ello se añade, en el tramo final del río, los vertidos procedentes del polígono industrial de Huelva, que junto con los vertidos urbanos ya mencionados determinan una turbidez elevada (profundidad del disco de Secchi en torno a 1.5 m).

En el río Tinto la concentración de oxígeno es variable, “especialmente en la cabecera, donde se llegan a alcanzar valores de anoxia, en el nacimiento y junto a la presa de La Marismilla. En la zona media y baja la concentración de oxígeno se estabiliza” (Confederación Hidrográfica del Guadiana, 2002a, pág. 41) .

El grado de mineralización de las aguas del río Tinto, medido a través de su conductividad eléctrica, es elevado en todo su recorrido debido a las características geológicas de la zona sobre la que discurre su tramo superior: la faja pirítica de Huelva. En contacto con la atmósfera se produce la oxidación de la pirita, que da como resultado una gran acidez en el agua (pH inferiores a 3), lo que a su vez provoca un aumento importante de la solubilidad de los metales pesados (Fe, Zn, Pb, Cu, Cd, As, etc). Así, se pueden diferenciar tres zonas: desde la cabecera hasta el final del tramo 3 la conductividad es elevada, debido a la alta concentración de sulfato en el agua y a la presencia de metales disueltos; a lo largo del tramo 4 la conductividad disminuye bastante, debido a los aportes de aguas superficiales y freáticas poco mineralizadas, ya que los tributarios de esta zona no atraviesan la faja pirítica; finalmente, en el tramo 5 la conductividad vuelve a aumentar como consecuencia de la mezcla del agua fluvial con la marina.

El río Tinto presenta en la mayor parte de su trazado un pH ácido de origen natural, debido a la lixiviación de los sulfuros que se sitúan en la cabecera del río. Así, el pH varía muy poco a lo largo del río, oscilando entre 1.7 y 2.8. Sin embargo, al llegar al estuario, la mezcla del agua fluvial con la marina provoca un aumento del pH, que a mitad de este tramo final ya alcanza valores neutros (7), que se mantienen hasta la desembocadura.

De entre los contaminantes específicos establecidos en la Directiva Marco del Agua (Directiva 2000/60/CE) en sus anexos V y VIII, se mencionan aquí aquellos cuya concentración en las aguas del río Tinto se ha encontrado en ocasiones por encima de los niveles guía y/o valores máximos establecidos: cobre, cinc, arsénico, cromo, plomo, hierro y cloruros. En estas sustancias se superan ampliamente los niveles de calidad establecidos en la legislación europea y estatal, aunque su origen está en la oxidación natural de los minerales por los que atraviesa el río en su cabecera.

En resumen, en el citado Informe de Síntesis del Río Tinto (Confederación Hidrográfica del Guadiana, 2002a), se concluye que el estado ecológico del río Tinto es muy bueno en el 36.3% de su longitud, presentando sus condiciones naturales

prácticamente inalteradas en gran parte de los sectores 1 y 3. Se califica de bueno el estado ecológico del 13.8% del trazado del río: la zona central del sector 1 por presentar el cauce y las riberas muy afectados por las explotaciones mineras aunque el agua presenta sus características naturales prácticamente intactas y el principio del sector 3 debido a un descenso en la calidad del agua por la llegada de vertidos de aguas residuales además de las afecciones del cauce y la ribera por las infraestructuras mineras. Casi la mitad del trazado del río presenta un estado ecológico calificado sólo de “aceptable”, en correspondencia con el segundo tramo del río (que es el más afectado por la actividad minera y que además recibe varios vertidos de aguas residuales urbanas que también reducen la calidad visual del agua) y sobre todo con los tramos 4 y 5, debido a los numerosos vertidos urbanos e industriales que se reciben en este trecho final del río.

3.1.2. Río Odiel

El río Odiel drena una cuenca de 2417 km², con un recorrido de 136.4 Km. desde su nacimiento en la Sierra de Aracena hasta su desembocadura en el océano Atlántico. En su tramo más alto discurre en dirección noreste-suroeste hasta la confluencia con el río Oraque, su principal afluente (con una cuenca de 612 km²), cambiando luego a orientación norte-sur al iniciar su recorrido por una zona de pendientes muy suaves, que termina en una extensa marisma que llega hasta su desembocadura a través del Canal del Padre Santo. Estas marismas presentan un alto valor ecológico y, como ya se ha mencionado, se encuentran afectadas por varias figuras de protección además de haber sido declaradas Reserva de la Biosfera y Humedal de Importancia Internacional según el Convenio RAMSAR. Los principales afluentes del río Odiel son, por su margen derecha el Rivera de Santa Eulalia, Rivera de Olivargas, Oraque y Rivera de Meca, y por su margen izquierda el arroyo Agrio, Rivera del Villar y río Tinto (que confluye con el Odiel ya en el estuario).

La aportación media del río Odiel en el periodo 1980-2006 es de unos 336 hm³/año, lo que supone un caudal medio de 15 m³/s, casi diez veces superior al del Tinto. Al igual que aquél, el Odiel se caracteriza por una gran irregularidad interanual debido a la variabilidad de las precipitaciones en su cuenca. Así, algunos años presenta aportaciones superiores a 500 hm³, mientras que otros no supera los 20 hm³ (Olías Álvarez et al. 2010), irregularidad que queda patente en la figura 3.1.2.1 que

representa su caudal medio anual entre 1968 y 2004 en la estación de aforo de Gibraleón.

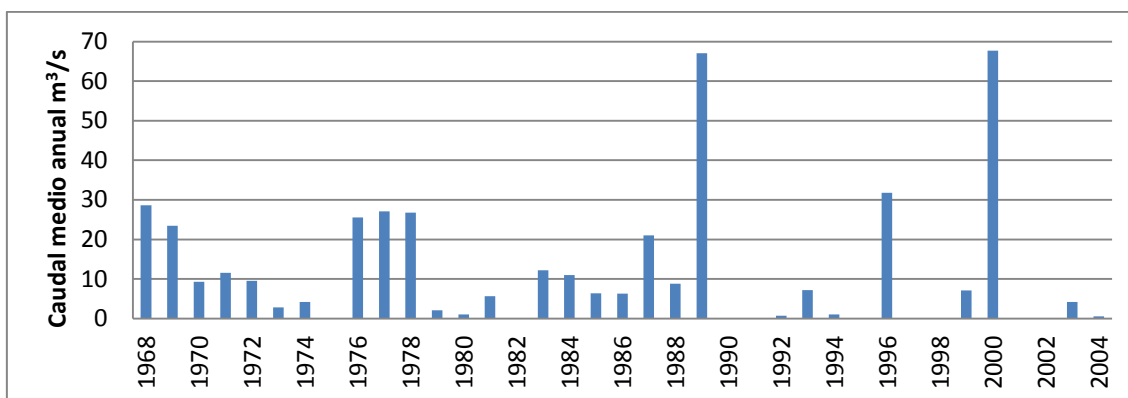


Figura 3.1.2.1. Caudal medio anual del río Odiel en la estación de aforo de Gibraleón en el periodo 1968-2004. Fuente: SIA (Ministerio de Agricultura Alimentación y Medio Ambiente 2008).

Siguiendo el Informe de Síntesis del Río Odiel (Confederación Hidrográfica del Guadiana, 2002b), a lo largo de su cauce se pueden identificar varios sectores o tramos:

- Cabecera: tramo comprendido entre el nacimiento del río por la confluencia de una serie de manantiales contiguos a 700 metros de altitud y la cola del embalse Odiel-Perejil. Tiene una longitud de 22.4 Km. y su pendiente media es del 1.7%.
- Embalse Odiel-Perejil: es un embalse pequeño, con una superficie de 78 Ha, una longitud de 4.8 Km. y una cuenca de 152 km². Hasta el año 2001 el agua se utilizaba, previo trasvase al embalse de Campofrío, para el abastecimiento de las explotaciones mineras, pero en la actualidad debido al cierre de estas explotaciones el agua no se usa y el embalse suele rebosar.
- Presa Odiel-Perejil - Río Agrío: con una longitud de 12.9 Km. y una pendiente media de 0.9%, en este tramo el Odiel recibe los aportes del Rivera de Santa Eulalia, punto a partir del cual aumenta su caudal, que en la zona inicial tenía un carácter artificial por la presencia del embalse Odiel-Perejil.
- Río Agrío – Río Oraque: es el sector más largo del río y ocupa toda su zona media, con una longitud de 57.5 Km. y una pendiente media de 0.4%. Este tramo se distingue por presentar un régimen hidrológico natural caracterizado por grandes variaciones

estacionales, con un acusado estiaje en verano. En la zona media de este sector se encuentra la estación de aforo de Calañas, con cuyos datos se ha calculado un caudal medio de 92.9 hm³/año (2.95 m³/s).

- Río Oraque – Zona de influencia mareal: tras recibir el aporte de los ríos Oraque y Rivera de Meca, el Odiel aumenta su anchura y su caudal, ya que éstos son sus principales afluentes. Al final de este tramo se encuentra la estación de aforo de Gibraleón. El tramo tiene una longitud de 12.2 Km. y una pendiente media de 0.1%.

- Marismas del Odiel: en el tramo final del río, el régimen hidrológico está controlado por las mareas de ciclo semidiario, hasta el punto que “en términos generales y en función del régimen pluviométrico, el volumen de agua mareal es diez veces superior al originado por el flujo de agua dulce” (Confederación Hidrográfica del Guadiana, 2002b, pág. 32). La dinámica estuarina da lugar aquí a una extensa red de canales, caños y esteros. La longitud de este tramo es de 26.4 Km. y su pendiente media del 0.03%.

Los parámetros fisicoquímicos de diagnóstico para la evaluación del estado ecológico del río Odiel analizados en el Informe de síntesis de río Odiel (Confederación Hidrográfica del Guadiana, 2002b) son transparencia del agua, oxígeno disuelto, mineralización, pH y contaminantes específicos.

En general, las aguas del río Odiel se caracterizan por una gran transparencia en todo su recorrido, a excepción de la zona de influencia mareal (último tramo). Esta transparencia viene dada por la escasez de fitoplancton, que es debida a la presencia de flujo lóxico (velocidad alta-moderada) en los tramos 1 a 3, y desde el tramo 4 al carácter ácido que adquieren las aguas tras recibir lixiviados de las minas. Por otra parte, existe poco material en suspensión debido a la granulometría gruesa de los materiales en los tramos altos, por lo que tampoco existe turbidez ocasionada por la presencia de materia inorgánica en suspensión excepto en época de lluvias, por la gran crecida del caudal. En el estuario y la zona de marismas, sin embargo, la turbidez es muy alta debido a la resuspensión de los materiales aportados tanto por el océano como por el río, causada por la alternancia del flujo mareal junto con el flujo fluvial.

En la zona del río Odiel comprendida entre su nacimiento y el inicio de la actividad minera (tramos 1 a 3) la concentración de oxígeno disuelto en el agua es buena, con valores entre 6.1 y 9.8 mg/l, debido a la velocidad alta de flujo de las

aguas, que favorece la correcta oxigenación. Al iniciarse el tramo 4, la llegada de aguas ácidas y cargadas de metales en disolución procedentes de los lixiviados de las minas provoca reacciones químicas que dan lugar a grandes variaciones en la concentración de oxígeno disuelto en el agua. Finalmente, en la zona de marismas se recuperan los valores normales, entre 6 y 12 mg/l.

Según el grado de mineralización de las aguas, medido a través de su conductividad eléctrica, en el río Odiel se distinguen claramente tres zonas: desde la cabecera hasta el inicio de la zona de minas (tramos 1 a 3) la conductividad es baja empezando con valores en torno a 600 $\mu\text{S}/\text{cm}$, disminuyendo en el embalse y su zona inmediatamente posterior a menos de 300 $\mu\text{S}/\text{cm}$, hasta el inicio del tramo 4, que es la zona afectada por los lixiviados del área minera; desde la entrada de la zona de minas hasta el inicio de las marismas la conductividad es muchísimo más alta (más de 1300 $\mu\text{S}/\text{cm}$) y sube aún más tras la confluencia con el río Agrio (que también aporta metales procedentes de las minas), hasta niveles de cerca de 9000 $\mu\text{S}/\text{cm}$; en el último sector, al producirse la mezcla del agua del río con la marina, la conductividad sube instantáneamente hasta más de 35000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ y en la desembocadura supera los 55000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ por efecto del aumento de la salinidad.

Las aguas del río Odiel presentan un pH normal, entre 6.5 y 9.9 en sus tramos más altos pero desde el tramo 4, al recibir las aguas ácidas provenientes de la actividad minera, el pH disminuye muchísimo, manteniéndose durante el resto de su trazado en valores en torno a 2.5. Solamente al alcanzar la zona de marismas, debido a la mezcla con agua del mar, el pH vuelve a subir alcanzando valores en torno a 6 hasta la desembocadura.

Los contaminantes específicos presentes en el río Odiel que han superado en ocasiones los niveles guía según el objetivo de calidad asignado a cada tramo son cobre, cinc, arsénico, cromo, hierro y plomo. Al igual que en el río Tinto, se superan ampliamente y en muchas ocasiones la concentración de estas sustancias establecida como límite en la legislación europea y estatal. En este caso, todas estas sustancias llegan al río como consecuencia de la actividad minera.

Según el Informe de Síntesis del río Odiel (Confederación Hidrográfica del Guadiana, 2002b), el estado ecológico de este río se puede calificar de muy bueno en el 12.3% de su trazado, correspondiendo a la zona de cabecera del río, donde la calidad del agua es excelente, así como el estado de conservación de vegetación y

fauna. Un 10.1% del recorrido del río (las zonas inmediatamente anterior y posterior al embalse Odiel-Perejil) presenta un estado ecológico bueno, con una calidad del agua buena aunque con algo de turbidez. El 19.4% del trazado del río Odiel, concretamente la zona de marismas, presenta un estado ecológico calificado de aceptable; el principal problema es la calidad del agua, afectada por la presencia de metales pesados de origen minero e industrial (provenientes de los vertidos del polo industrial de Huelva). El estado ecológico del embalse Odiel-Perejil se califica de deficiente (3.5% longitud del trazado del río), debido a la baja calidad del agua por la anoxia presente en verano. Finalmente, más de la mitad (54.7%) del trazado del río Odiel se incluye en la categoría de mal estado ecológico, correspondiendo al curso medio del río, con un estado de conservación muy bajo y una calidad del agua pésima debido a la elevada acidez y concentración de metales.

3.1.3. Ría de Huelva

El último tramo de ambos ríos antes de su confluencia y el sector en el que discurren conjuntamente hasta su desembocadura (conocido como Ría de Huelva) se pueden calificar de estuario. Un estuario se define como “un cuerpo de agua costero semiconfinado que tiene una conexión abierta con el mar abierto y, dentro del cual, el agua de mar es diluida con agua dulce derivada del drenaje terrestre” (Pritchard, 1967, citado por Carro et al. 2006, pág. 115). Al igual que todos los estuarios de la costa de Huelva, el que nos ocupa aquí se originó como consecuencia de la transgresión Flandriense en el Holoceno, por la inundación de los valles fluviales desarrollados durante el Pleistoceno (Morales & Borrego 2000).

Según Carro (Carro 2002, citado por Carro et al. 2006), se pueden diferenciar en la ría de Huelva cuatro sectores en función de sus características hidrodinámicas (figura 3.1.3.1, izquierda):

- **Canal del Padre Santo:** es el canal principal del estuario, por donde penetra el mayor volumen de agua marina y por donde se drena el agua fluvial en las grandes avenidas de ambos ríos.
- **Canal de Punta Umbría:** las descargas fluviales no alcanzan este sector, pero al estar comunicado con el resto del estuario, recibe la influencia de la zona de mezcla.

- **Estuario del Tinto:** este tramo va desde la confluencia con el Odiel hasta unos kilómetros después de San Juan del Puerto. En este sector se produce la mezcla de las aguas ácidas aportadas por el río Tinto y el agua marina que penetra en el sistema a través del Canal del Padre Santo. Este tramo se caracteriza por un “sistema de canales trenzados de grava, arena y limo, quedando limitada la grava de origen terrígeno al sector superior. Los canales de marea presentan fondos esculpidos en arena, con el limo concentrado en los márgenes y las zonas intermareales más bajas. Es llamativa la ausencia de conchas de moluscos en los sedimentos superficiales del estuario” (Davis et al. 2000, pág. 1109).
- **Estuario del Odiel:** incluye desde la confluencia de ambos ríos hasta el municipio de Gibraleón. En este sector se mezclan las aguas ácidas fluviales con las aguas marinas que penetran a través del Canal del Padre Santo. “El cauce presenta una morfología propia de marisma, con la existencia de un eje principal, que gana en anchura según avanza y pasa de tan solo unas decenas de metros al inicio a unas centenas de metros al final. Debido a la dinámica estuarina (...) junto a este eje aparece una amplia red de caños y esteros. La profundidad se ve influenciada por las mareas, variando entre unas pocas decenas de centímetros en la parte alta y varios metros en la zona final. El flujo es laminar y se ve igualmente condicionado por el efecto de las mareas. El sustrato está compuesto por limos y arenas y el cauce se halla muy expuesto. El régimen hidrológico se ve marcado por la importancia de las mareas y su ciclo semidiario, ya que, en términos generales y dependiendo principalmente del régimen pluviométrico, el volumen de agua mareal es diez veces superior al originado por el flujo de agua dulce. Al río no confluye ningún afluente de importancia, estando constituida la red fluvial principalmente por los caños y esteros mencionados” (Confederación Hidrográfica del Guadiana 2002c, pág.126).

El régimen mareal de esta costa ha sido definido como **mesomareal, semidiurno y con leve desigualdad diaria** en base a los datos del puerto de Huelva (Borrego & Pendón 1989). Presenta ciclos bisemanales de mareas vivas y muertas, además de los ciclos semestrales de mareas de equinoccio y solsticio (Morales & Borrego 2000).

En la ría de Huelva, la onda de marea presenta en su desplazamiento en el interior del estuario un modelo débilmente **hipersincrónico**, con un rango medio de 2,30 m, variando entre 1,63 m durante los ciclos de Marea Muerta Media y 2,90 m en la Marea Viva Media (Carro et al. 2006). Por su parte, la onda de marea se desplaza por el estuario del Odiel siguiendo un modelo **hipersincrónico**, mientras que en el estuario del Tinto lo hace de acuerdo con un modelo **hiposincrónico** (oscilando, dentro del estuario, desde 4 metros en las mareas vivas hasta 0,5 metros en las mareas muertas extremas) (Grande et al. 1999).

Las **corrientes de marea** registradas en el canal principal para mareas vivas (INTECSA 1988) reflejan estas características:

- mareas vivas (flujo) 0'48 m/s.
- mareas muertas (flujo) 0'27 m/s.
- mareas vivas (reflujo) 0'56 m/s.
- mareas muertas (reflujo) 0'29 m/s.

En resumen, nos encontramos ante un área de estudio compleja desde la perspectiva hidrodinámica, a la vez que valiosa y muy frágil desde la perspectiva ambiental y muy amenazada en función de su uso.

3.2. Bahía de Cádiz

Como área de estudio secundaria, en la que se han aplicado parte de los métodos propuestos con la finalidad de contrastar los resultados obtenidos en el área de estudio principal, hemos seleccionado la Bahía de Cádiz (figura 3.2.1.), situada al igual que el estuario de los ríos Tinto y Odiel en la costa atlántica andaluza; también comparte con el área de estudio principal de este trabajo su gran valor ambiental, que ha determinado la protección de gran parte de la superficie de la Bahía, como puede observarse en la figura 3.2.2. Se trata de una bahía bastante cerrada mediante un tómbolo arenoso que une la isla en la que se sitúa la ciudad de Cádiz a la línea de costa.



Figura 3.2.1. Localización e información general de la Bahía de Cádiz.

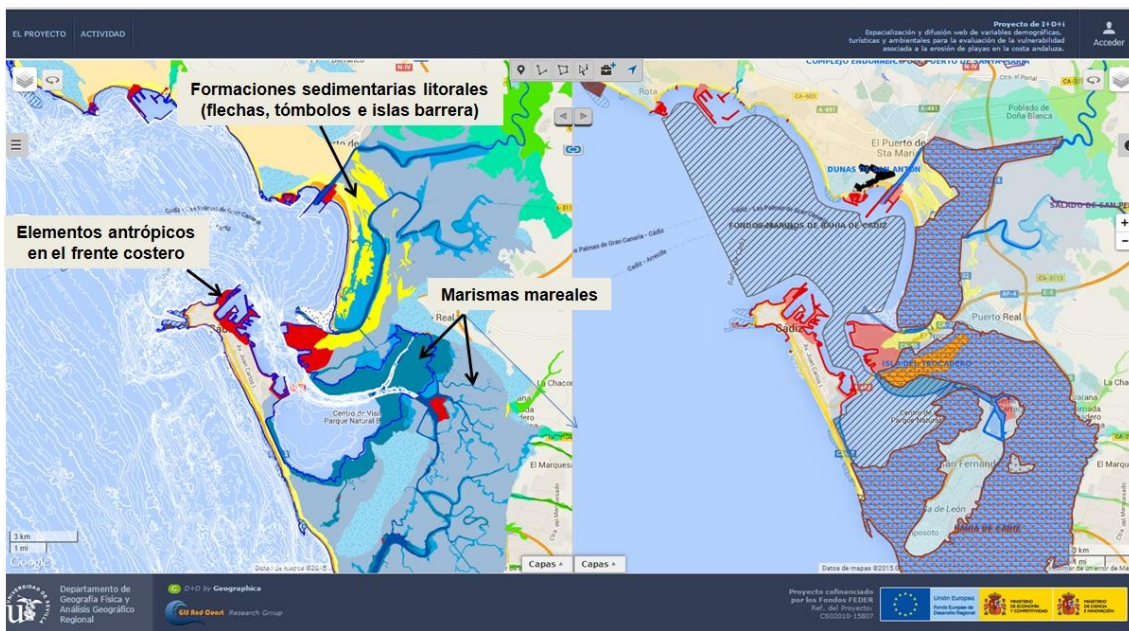


Figura 3.2.2. Principales unidades fisiográficas (izquierda) y Espacios Naturales Protegidos (derecha) de la Bahía de Cádiz (Visor Web desarrollado por el Grupo de Investigación RNM 177: <http://www.nacional.gis-and-coast.org/>).

La historia geológica de la Bahía de Cádiz ha sido ampliamente estudiada y tratada en numerosas publicaciones, tanto en el marco general del Golfo de Cádiz (Ojeda 1988) como más particular restringiéndose al ámbito de la bahía (Peinado Cifuentes & Bermúdez García 2004; Cobos Chacón 1993; Garcia et al. 2012), pero para nuestros objetivos bastará con saber que se corresponde con un sector litoral hundido como consecuencia de movimientos tectónicos recientes, y que fue inundado por el mar durante la transgresión Flandriense (que alcanzó su máximo hace unos 6000 años “provocando el retroceso de la línea de costa y de la desembocadura del Guadalete” (Garcia et al. 2012, pág. 10)). Al acabar dicha transgresión, el mar llegaba al pie de la Sierra de San Cristóbal y quedaban algunas islas aisladas, como Cádiz. A partir de entonces, la evolución de la bahía ha sido muy rápida, dando lugar a gran variedad geomorfológica con formas tanto heredadas como funcionales originadas por el mar y el viento (Cobos Chacón 1993). “En el transcurso de los siglos se formaron bajos, cordones arenosos y tómbolos, que a medida que crecieron provocaron un rápido depósito de limos de origen fluvial, que en conjunto fueron transformando la primitiva gran ensenada en varias bahías o ensenadas más pequeñas, que de menor a mayor influencia marina conformarían las siguientes unidades territoriales” (Manzano et al. 2002, pág 13) (figura 3.2.3):

- Una **antigua bahía, actualmente desecada**, que corresponde al antiguo estuario del Guadalete-Río San Pedro; en la época fenicia era una bahía marina pero desde época medieval queda aislada progresivamente por bajos y cordones arenosos que dan lugar a marismas que finalmente han sido desecadas por el hombre en época relativamente reciente.
- Una “**bahía interna, o saco** de la bahía de Cádiz, al sur del cuello de botella de Puntales-Matagorda, con una superficie de 4.000 has., muy abrigada y en proceso de plena colmatación con una gran superficie de zona intermareal de marismas mareales y fangales (...). En esta ensenada la acción marina es poco notable” (Manzano et al. 2002, pág.13).
- Una **bahía externa**, al norte del estrecho de Puntales, con una superficie de 3.400 has., entre las playas de Levante y los Toruños y la ciudad de Cádiz y limitada hacia mar abierto por una serie de bajos rocosos. El límite exterior de esta zona se puede establecer en la línea Rota – Castillo de San Sebastián. Presenta características de ensenada, con costas arenosas y pequeños acantilados, y está bien conectada con el mar abierto y la plataforma continental (Gutiérrez et al. 2000), estando por tanto ampliamente abierta a la influencia del oleaje y de las corrientes de marea.

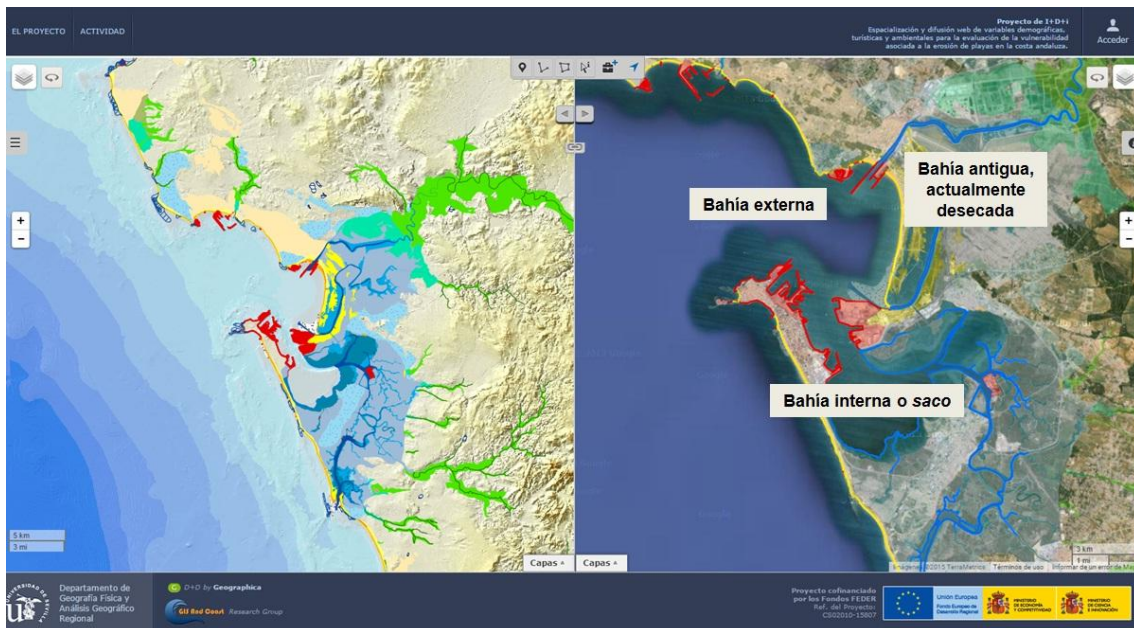


Figura 3.2.3. Principales unidades fisiográficas sobre un MDT continuo (izquierda) y sectores (derecha) de la Bahía de Cádiz (Visor Web desarrollado por el Grupo de Investigación RNM 177: <http://www.nacional.gis-and-coast.org/>).

El estrecho de Puntales, que separa la bahía externa del saco es un accidente de gran importancia en la renovación de las aguas de la bahía interna, y se corresponde aproximadamente con la ubicación del Puente José de Carranza.

En esta zona, al igual que en el estuario de Huelva, el régimen de mareas es **mesomareal**, con una amplitud media de 2.18 m. y máxima de 3.7 m. (Gutiérrez et al. 2000). “La boca de entrada de la bahía tiene una anchura de 13.5 km (...) desde Punta Candor hasta el castillo de San Sebastián. A través de ella pasa la onda de marea, introduciendo agua dentro de la bahía. Esa acumulación de agua en el saco interior, sólo puede ser evacuada por la misma entrada o por el caño de Sancti Petri” (Manzano et al. 2002, pág. 24).

Por lo que respecta al oleaje, según Gutiérrez et al (2000), el mar de viento (oleaje tipo *sea*) presenta enfrentamientos levante-poniente, aunque con predominio de la componente Este, mientras que en el mar de fondo (*swell*) domina plenamente la componente Oeste.

En la Bahía de Cádiz las corrientes dependen de varios factores: la topografía del fondo, que se relaciona con la fricción, el coeficiente de marea y factores meteorológicos como el viento y la presión atmosférica. En la bahía interior las corrientes son determinadas fundamentalmente por la marea; en esta zona pueden llegar a ser muy fuertes en el estrecho de Puntales, con velocidades de hasta 150 cm/s, pero son débiles en el resto del saco de la bahía, como corresponde a su escasa batimetría. En su dirección, siguen los canales de navegación, en el sentido de la marea vaciante o creciente. “En la bahía exterior las corrientes son más débiles, salvo en la zona del canal de navegación, por donde discurre principalmente el agua creciente o vaciante del estrecho de Puntales” (Manzano et al. 2002, pág 55). “En la bahía de Cádiz, la masa de agua parece que entra principalmente por la zona norte, entre Rota y el bajo de la Galera y sale por el canal de navegación, al sur de la misma” (op cit., pág. 65). Según Gutiérrez Mas (Gutiérrez et al. 2000) “las corrientes litorales están controladas esencialmente por el oleaje: el de NO genera corrientes hacia el SE; el de SO hacia el Norte y con levante la corriente se dirige al Oeste” (op. cit. pág. 79).

En lo que respecta a los fondos y batimetría, en la bahía externa se alcanzan profundidades superiores a los 15 metros, en la zona de entrada, y en toda ella predominan los fondos arenosos aunque presenta una serie de bajos rocosos (como el

de Los Cochinos, Las Puercas, El Diamante o La Galera) donde la profundidad se reduce hasta sólo un metro (algunos incluso quedan emergidos durante la bajamar). Por su parte, la bahía interna se caracteriza por un calado muy escaso (profundidad inferior a 2 metros) excepto en el canal de navegación, en el que se pueden superar los 15 metros (figura 3.2.4). En esta zona del saco los fondos son fangosos.

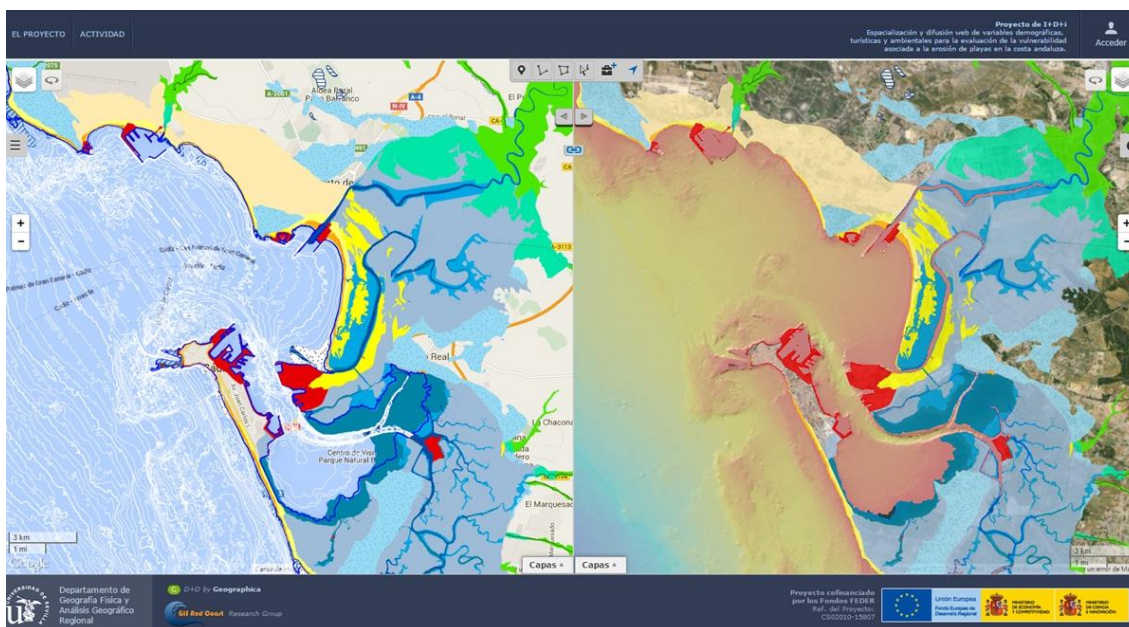


Figura 3.2.4. Batimetría de la Bahía de Cádiz (Visor Web desarrollado por el Grupo de Investigación RNM 177: <http://www.nacional.gis-and-coast.org/>).

En su trabajo “Bahía de Cádiz. Protección de los recursos naturales pesqueros y aplicaciones para instalaciones acuícolas”, Manzano y sus colaboradores han realizado, a partir de la batimetría obtenida de la carta náutica 443 una representación en tres dimensiones de la bahía para calcular las áreas y volúmenes correspondientes a diferentes alturas de la marea. Ello les ha permitido, mediante la diferencia de los volúmenes en pleamar y bajamar, calcular la tasa de renovación mareal de la bahía exterior. Así, han calculado una tasa de renovación del agua del 37.2% para mareas vivas, 20.7% para mareas medias y 13.23% para mareas muertas. Ello significa que en tres ciclos de mareas vivas consecutivos se podría renovar completamente el agua de la bahía, es decir, en un día y medio; harían falta cuatro días para una renovación completa en situaciones de marea muerta y menos de tres días para mareas medias (Manzano et al. 2002).

Parte de los fondos de la bahía están cubiertos por praderas de fanerógamas, que debemos mencionar ante la posibilidad de que sean visibles en las imágenes, al

menos en las zonas de menor profundidad o mayor transparencia del agua. En ese sentido, se sabe de la presencia de praderas de *Zostera noltii* y *Zostera marina* en la bahía interior, y *Cymodocea nodosa* en la zona del río San Pedro (Muñoz Pérez & Sánchez de Lamadrid 1994). En la zona exterior de la bahía se localizan praderas de *Caulerpa prolifera* y de *Cymodocea nodosa*, esta última más diseminada y en zonas de escasa profundidad (Manzano et al. 2002).

El principal aporte de agua dulce y sedimentos continentales a la bahía lo realiza el río Guadalete, que desemboca en la bahía externa, junto a la localidad de El Puerto de Santa María. Para la medición de su caudal hay una estación de aforo en Jerez de la Frontera, perteneciente a la red ROEA (código 5085), pero la serie de datos disponible es muy corta (1973-1988); el caudal medio anual del Guadalete en Jerez es de 7.6 m³/s (Ministerio de Agricultura Alimentación y Medio Ambiente 2008), aunque como es habitual en este ámbito climático, presenta una gran irregularidad interanual (en el periodo disponible se observa un máximo de 26.1 m³/s en 1978 y un mínimo de tan solo 0.56 m³/s en 1975). Asimismo, el régimen del río también se caracteriza por su gran variabilidad, con máximos invernales y fortísimo estiaje veraniego.

En relación con la calidad de las aguas de la bahía, hay que recordar que en su entorno se localizan grandes núcleos urbanos como Rota, El Puerto de Santa María, Puerto Real, San Fernando y la propia capital, Cádiz. Además, en el área se desarrolla una importante actividad económica, con industrias de transformación de metales y alimentarias. En el mismo sentido, es una zona de gran volumen de tráfico marítimo, que es otro de los elementos que puede afectar a la calidad de las aguas. Además, las aguas del río Guadalete aportan a la bahía aguas residuales urbanas procedentes de Jerez y Arcos de la Frontera, además de efluentes de actividades agrarias. Por otra parte, algunos de los puntos a través de los cuales entran los contaminantes en la bahía se encuentran en las zonas de menor profundidad, cercanas a la línea de costa, lo que dificulta su evacuación porque allí la corriente mareal es más débil y la tasa de renovación es menor (Manzano et al. 2002). Es por tanto, una zona con importantes amenazas para la calidad de sus aguas. Aun así, con datos de 2006, “la contaminación de sus aguas puede considerarse baja, por presentar el 85% de los resultados analíticos una calidad buena, y el 15% restante, suficiente. (...) Los mayores niveles de contaminación observados en las muestras de aguas se alcanzan en las proximidades de la desembocadura del río Guadalete y en la zona más interior

de la bahía.” (Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio. Junta de Andalucía 2006).

En resumen, una zona también compleja desde la perspectiva hidrodinámica, frágil desde un punto de vista medioambiental y por ello especialmente interesante para su estudio desde nuestro punto de vista, el de descubrir qué puede aportar la teledetección a su conocimiento para facilitar su gestión.

4. CUANTIFICACIÓN, ESPACIALIZACIÓN Y CARTOGRAFÍA DE PARÁMETROS DE CALIDAD DE LAS AGUAS LITORALES

Una vez presentado el marco teórico en el que se inserta el presente trabajo, nos centramos en el objetivo principal de este estudio, que es la aplicación de la teledetección a la cuantificación y cartografía de parámetros de calidad del agua. En primer lugar presentaremos los datos utilizados, es decir, las campañas de muestreo realizadas y las imágenes de satélite correspondientes, posteriormente repasaremos el proceso seguido para desarrollar los modelos específicos para cada parámetro de calidad del agua y los criterios establecidos para seleccionar el más adecuado, y terminaremos el apartado con la presentación de los resultados obtenidos.

4.1. Datos y software

Para la obtención de información sobre calidad del agua a partir de imágenes de satélite mediante el método empírico (ver apartado 2.4) es necesario disponer de dos tipos de datos:

1. Información sobre los valores que toman los diferentes parámetros de calidad del agua de interés, obtenida mediante el análisis en laboratorio de muestras de agua tomadas *in situ* de forma simultánea a la adquisición de cada imagen de satélite.
2. Imágenes de satélite de la zona de interés.

Además, se han utilizado también imágenes de satélite no coincidentes con campañas de recogida de muestras, para la caracterización de la dinámica de las aguas en las diferentes zonas. A continuación repasamos los datos de que disponemos para realizar el presente trabajo. Recordemos que, dadas las fechas de las campañas de muestreo, ha sido necesario trabajar con los sistemas de teledetección que estaban operativos en ese momento aunque con posterioridad hayan entrado en funcionamiento sistemas de teledetección con resoluciones radiométricas y/o espectrales mejoradas (Landsat 8 OLI-TIRS, por ejemplo).

Asimismo, es necesario disponer del software adecuado para el análisis y tratamiento de la información obtenida mediante muestreo y de las imágenes, que dé respuesta a las necesidades planteadas.

4.1.1. Campañas de muestreo

Para el desarrollo de este trabajo se han realizado, en el área de estudio principal (estuario de los ríos Tinto y Odiel en Huelva), seis campañas de recogida de muestras de agua simultáneas a la adquisición de imágenes de satélite.

En relación con esta cuestión creemos que es necesario hacer algunas precisiones respecto a tres aspectos: el número de muestras recogido en cada campaña, la distribución espacial y localización de las mismas y el desfase temporal respecto a la hora de adquisición de la imagen:

- Por lo que respecta al número de muestras a recoger en cada campaña, no se ha encontrado orientación adecuada en la consulta de trabajos publicados sobre el tema, ya que existe una gran diversidad en este aspecto (Domínguez Gómez et al. 2011) y no parece que los criterios para decidirlo estén claros: ni superficie de la masa de agua, ni tipo de la masa de agua, ni intervalo temporal de recogida de muestras parecen utilizarse como criterios consistentemente. Tampoco parece claro que se utilicen criterios estadísticos en relación con el tamaño muestral y las técnicas de análisis empleadas. En los trabajos consultados se utilizan entre 4 y 130 muestras (ver tabla 4.1.1.1). En nuestro caso concreto, los criterios determinantes para establecer el número de muestras recogidas en cada campaña son el intervalo temporal alrededor del momento de adquisición de la imagen durante el cual se pueden considerar que las condiciones ambientales no cambian y, desde el punto de vista práctico, el número de embarcaciones disponibles en cada ocasión, como veremos más abajo.
- En cuanto a la distribución espacial de las muestras en la zona de estudio, un criterio a tener en cuenta es intentar que representen el rango más amplio de valores posible para cada uno de los parámetros analizados, puesto que se van a utilizar en análisis de regresión cuyos resultados pretendemos que sean válidos para todos los valores de los parámetros que sea posible encontrar en el área de estudio. Sin embargo, como suele suceder, en nuestro caso no disponíamos *a priori* de información suficiente sobre la distribución de los parámetros de calidad del agua en la zona de estudio, por lo que se ha optado por distribuir regularmente los puntos sobre su superficie, asegurándonos siempre que ha sido posible que todas las zonas del estuario quedaran bien representadas.

Por otra parte, para este tipo de trabajos es fundamental que la localización de los puntos de recogida de muestras sea lo más precisa posible, de manera que se pueda identificar en la imagen el píxel que contiene cada punto de muestreo. Por ello, excepto en la primera de las campañas (en la que la posición se fijó mediante referencias visuales en la cartografía), se ha establecido la posición de los puntos de recogida de muestras mediante GPS diferencial, que asegura un error en la localización inferior a 3 metros (la décima parte del tamaño del píxel).

- Finalmente, por lo que respecta al intervalo temporal en el que deben recogerse las muestras, en nuestro caso el principal factor determinante es el dinamismo de la masa de agua. En la zona litoral el agua está sujeta al movimiento cíclico de las mareas, lo que implica que la masa de agua se está desplazando durante el proceso de recogida de muestras. Si queremos identificar los puntos exactos de muestreo en la imagen, es necesario que la toma de muestras se haga de forma sincrónica con su adquisición. Eso quiere decir que disponemos de un periodo temporal mínimo, que depende de la velocidad de las corrientes de marea y por tanto de la fase de marea en la que nos encontremos en el momento de adquisición de la imagen. Por ello se intentaron realizar las campañas de recogida de muestras coincidiendo con situaciones de marea alta o baja (cuando la velocidad de las corrientes disminuye), aunque no siempre fue posible ya que las circunstancias meteorológicas (viento, nubosidad, etc.), la gestión de los recursos materiales y humanos y la resolución temporal de 16 días que presenta el sistema de teledetección empleado lo ha dificultado. Por la misma razón ya mencionada se decidió establecer como periodo de recogida de muestras máximo una hora, es decir, empezar media hora antes del paso previsto del satélite y seguir hasta media hora después. Éste ha sido el principal factor limitante del número de muestras recogidas en cada campaña, junto con el número de embarcaciones disponibles para esta labor en cada fecha.

Como no se van a tomar mediciones radiométricas para relacionar los valores de reflectividad *in situ* con los de la imagen, no es necesario asegurarse de que las condiciones de iluminación son estables. De todas formas, en días despejados ese criterio se cumple durante tres horas (Domínguez Gómez et al. 2011), que es un intervalo menos restrictivo que el anterior.

Número de muestras	Parámetros analizados	Sistema de teledetección	Zona	Autores
12	Sólidos en suspensión	Landsat MSS NOAA AVHRR	Lago Eire	Lyon et al. 1988
85	Sólidos en suspensión Turbidez	NOAA AVHRR	Mar de Irlanda	Bowers et al. 2002
22	Sólidos en suspensión	Landsat TM	Laguna de Terminos. Campeche, México	Jensen et al. 1989
75	Turbidez Clorofila a	Landsat TM	Estuario del río Neuse. Carolina del Norte	Cheshire et al. 1985
44	Sólidos en suspensión	IRS LISS	Embalse del Río Tawa, India	Choubey & Subramanian 1992
33	Sólidos en suspensión	ENVISAT MERIS	Estuario de Berau, Indonesia	Ambarwulan et al. 2012
21	Sólidos en suspensión	SZ-3 CMODIS	Estuario del río Yangtze, China	Han et al. 2006
5	Sólidos en suspensión Clorofila a	Landsat MSS Landsat TM	Moon Lake, Mississippi	Ritchie et al. 1990
4	Sólidos en suspensión Turbidez	Landsat MSS	Lago Chicot, Arkansas	Harrington et al. 1992
29	Turbidez	OCS	Bahía de San Francisco	Khorram 1981
25	Turbidez	Video multiespectral	Lagos en Indiana	Mausel et al. 1991
9	Turbidez	Landsat TM	Lago Loosdrecht, Holanda	Dekker & Peters 1993
36	Turbidez	Landsat TM	Bahía de Guanabara, Brasil	Zuccari et al. 1993
23	Sólidos en suspensión	Landsat TM	L'Albufera de Valencia Lagos del Parque Regional del Sureste (Madrid)	Doña et al. 2009
28	Clorofila a	Landsat TM	L'Albufera de Valencia Lagos del Parque Regional del Sureste (Madrid)	Doña et al. 2009
15	Seston Transparencia Clorofila a	Landsat TM	L'Albufera de Valencia	Doña et al. 2011
29	Sólidos en suspensión Clorofila a	Landsat TM	Lago Kasumigaura (Japón)	Baruah et al. 2001
44	Clorofila a	SeaWiFS	Bahía Delaware	Dzwonkowski & Yan 2005
53	Clorofila a Sed. en suspensión Turbidez Prof. Secchi	Landsat TM ERS-2 SAR	Golfo de Finlandia	Zhang et al. 2002
17	Clorofila a Sólidos en suspensión	Landsat TM	Bahía Delaware	Keiner & Yan 1998
130	Clorofila a	ENVISAT MERIS	Rías gallegas	Torres et al. 2009
102	Prof Secchi	Espectrómetro aertransportado AISA	Lagos Finlandia	Koponen et al. 2002
99	Turbidez	Espectrómetro aertransportado AISA	Lagos Finlandia	Koponen et al. 2002
80	Clorofila a	Espectrómetro aertransportado AISA	Lagos Finlandia	Koponen et al. 2002
25	Clorofila a Sed. en suspensión Mat. Org. disuelta	Landsat TM	Golfo de Nápoles	Tassan & Ribera d'Alcalá 1993
43	Clorofila a	Landsat TM	Lago Constanza	Grunwald et al. 1988
38	Sed. en suspensión Turbidez Clorofila a	SPOT HRV	Lagos al N de Texas	Cairns et al. 1997
9	Clorofila a	ATM	Loch Leven, Escocia	Hedger et al. 2002
22	Clorofila a	Landsat TM	Lago Kinneret, Israel	Mayo et al. 1995
17	Clorofila a Materia en suspensión	Landsat TM	Laguna de Los Patos (Brasil) Embalse Los Molinos (Argentina)	Pagot et al. 2004

Tabla 4.1.1.1. Número de muestras utilizadas para el cálculo de los modelos de calidad del agua en algunos de los trabajos consultados.

Las seis campañas de recogida de muestras de agua en la Ría de Huelva se realizaron entre 1989 y 1996, y en cada ocasión se tomó un número variable de muestras en función de los recursos disponibles (personal, número de barcos, terminales GPS...) y la situación de la marea (que limita el tiempo útil, en función del desplazamiento de la masa de agua), entre 22 y 39.

En todas las campañas se analizaron las muestras para medir la cantidad de sólidos en suspensión presente en el agua. Además, en cinco de las seis campañas se analizaron los siguientes parámetros, considerados los más susceptibles de ser estudiados mediante imágenes de satélite: turbidez, clorofila a, clorofila b y clorofila c. En dos de las campañas se cuantificó también el contenido de metales pesados en las muestras de agua, como cobre, níquel, cinc, hierro y manganeso. En resumen, las seis campañas de muestreo realizadas en la Ría de Huelva, así como el número de muestras recogidas y los parámetros analizados en cada una de ellas se muestran en la tabla 4.1.1.2.

Como ejemplo, en la Figura 4.1.1.1 se presenta la localización de los 39 puntos de muestreo de la campaña realizada el 25 de noviembre de 1994, representada sobre una composición en pseudo color natural de la imagen Landsat TM correspondiente a la misma fecha.



Figura 4.1.1.1. Posición de los 39 puntos de muestreo correspondientes a la campaña de muestreo realizada el 25-11-1994 en el estuario de los ríos Tinto y Odiel.

Fecha	Nº de muestras	Posicionamiento puntos recogida de muestras	Parámetros analizados y rango	
10-10-1989	27	Visualmente sobre la cartografía	Sólidos suspensión Temperatura Conductividad Cobre Níquel Cinc Manganeso Hierro	13.6-80.1 mg/l 22.6-28.1 °C 50800-53200 µs/cm 0.006-0.250 mg/l 0.001-0.026 mg/l 0.023-2.223 mg/l 0.001-0.482 mg/l 0.001-0.249 mg/l
15-06-1993	22	GPS diferencial	pH Turbidez Prof. disco de Secchi Sólidos suspensión Temperatura Ox. perman. potásico Clorofila a Clorofila b Clorofila c Cobre Cinc Manganeso Hierro Cadmio Arsénico Mercurio	6.7-7.8 4.50-33.5 UT 0.50-4.75 m 15.2-58.9 mg/l 21.0-24.0 °C 5.2-10.2 O ₂ mg/l 1.20-32.1 ppb 0.00-8.00 ppb 0.90-17.0 ppb 0.05-0.20 ppb 0.05-0.74 mg/l 0.00-0.33 mg/l 0.43-0.82 mg/l 0.00-7.10 mg/l 2.50-46.1 mg/l 0.00-2.20 mg/l
25-11-1994	39	GPS diferencial	Turbidez Sólidos suspensión Clorofila a Clorofila b Clorofila c	0.050-25.00 UT 18.30-55.50 mg/l 2.050-105 ppb 0.169-16.80 ppb 0.465-21.20 ppb
09-09-1995	34	GPS diferencial	Turbidez Sólidos suspensión Clorofila a Clorofila b Clorofila c	1.400-39.7 UT 9.100-76.10 mg/l 1.800-38.00 ppb 0.300-7.500 ppb 0.090-8.500 ppb
22-05-1996	36	GPS diferencial	Turbidez Sólidos suspensión Clorofila a Clorofila b Clorofila c	2.100-26.00 UT 16.60-30.70 mg/l 1.500-93.00 ppb 0.380-9.950 ppb 0.000-36.10 ppb
09-07-1996	36	GPS diferencial	Turbidez Sólidos suspensión Clorofila a Clorofila b Clorofila c	5.600-34.60 UT 15.30-28.40 mg/l 1.03-221.02 ppb 0.201-4.620 ppb 1.120-11.05 ppb

Tabla 4.1.1.2. Campañas de muestreo de aguas en la Ría de Huelva utilizadas en el presente trabajo.

4.1.2. Imágenes de satélite

Prácticamente todas las imágenes utilizadas en este trabajo fueron adquiridas por el sistema Landsat 5 TM. La elección de este tipo de imágenes se justifica básicamente por dos razones:

- De los sistemas con suficiente resolución espacial como para trabajar en nuestras zonas de estudio, es el que presentaba una mejor resolución espectral (que es determinante para este tipo de trabajos) en las fechas en las que se hicieron las campañas de muestreo.
- Es el sistema de teledetección del que se disponía de una serie temporal más completa en el área de estudio, gracias a las imágenes proporcionadas por la Consejería de Medio Ambiente. Ello es fundamental para la interpretación dinámica que pretendemos hacer, asegurándonos que queden representadas diferentes situaciones de marea.
- En el momento en que se realizaron las campañas de muestreo, era el sistema de teledetección más asequible desde el punto de vista económico (posteriormente ha pasado a ser gratuito).

Las imágenes, como ya se ha comentado, fueron proporcionadas por la Consejería Medio Ambiente de la Junta de Andalucía en el marco de varios Convenios de colaboración entre las dos instituciones.

4.1.2.1. Ría de Huelva

Se dispone de veintidós imágenes de satélite de la Ría de Huelva, con fechas comprendidas entre el 15 de octubre de 1985 y el 23 de noviembre de 1999. De ellas, seis son coincidentes con las campañas de recogida de muestras de agua en la Ría, por lo que se utilizarán para los estudios de calidad del agua y el desarrollo de algoritmos que relacionen los valores de los diferentes parámetros de calidad del agua y la información proporcionada por las imágenes. Todas las imágenes se incluirán en los estudios de dinámica y circulación de las aguas litorales, para los que resulta necesario que esté representado el número más amplio posible de situaciones hidrodinámicas diferentes.

La información sobre la situación de la marea en el momento de adquisición de la imagen se ha consultado en los correspondientes anuarios de marea siempre que ha sido posible. Para las fechas en las que no ha sido posible encontrar esta fuente de información, se ha utilizado el software *Wtides 3.1.7*, desarrollado por Phillip Thornton. Después de probar varias versiones de software de este tipo (*wxtide32*, *Jtides*, etc.), éste es el que generaba resultados más acordes con los datos obtenidos a partir de los anuarios de marea

para las fechas en que se disponía de esa información, además de incluir información para las dos áreas de estudio aquí tratadas. En el Anexo 5 se incluye un pequeño glosario de terminología relativa a la circulación del agua y las mareas, por si se desea consultar alguno de los términos utilizados.

La información sobre caudal de los ríos se ha descargado del SIA (Sistema Integrado de información del Agua) del Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (Ministerio de Agricultura Alimentación y Medio Ambiente 2008). Se han buscado, en la red ROEA (Red Oficial de Estaciones de Aforo) las estaciones más cercanas a la desembocadura para los ríos Tinto y Odiel, que son respectivamente las que se encuentran en los términos municipales de Villarrasa y Gibrleón, y se ha calculado el caudal medio de los dos días anteriores y el de la adquisición de la imagen.

La información relativa a las veintidós imágenes se muestra en la tabla 4.1.2.1.1.

4.1.2.2. Bahía de Cádiz

Para el estudio de la calidad y dinámica de las aguas de la Bahía de Cádiz se han utilizado doce imágenes de satélite, todas ellas adquiridas por el sistema Landsat 5 TM.

La información sobre caudal se ha obtenido de la misma fuente que para las imágenes de Huelva (Ministerio de Agricultura Alimentación y Medio Ambiente 2008), en este caso para la estación de aforo de Jerez de la Frontera en el río Guadalete. Sin embargo, desde octubre de 1989 no hay datos en la red ROEA ni en la red SAIH para esta estación de aforo ni ninguna otra de este río.

Las características de las imágenes se resumen en la tabla 4.1.2.2.1.

Sensor y escena	Fecha	Hora de adquisición ¹	Altura de marea (m)	Coeficiente (12 h) ²	Diferencia horaria con la bajamar más próxima ³	CAUDAL (MEDIA de los 3 DIAS ANTERIORES en m ³ /s)	
						Río Odiel Gibratión	Río Tinto Villarrasa
Landsat 5 TM 202-34-3	15-10-1985	10h 30m	0.85	1.05	+1h 56m	0.38	0
Spot 1 X 29-275	04-02-1987	11h 27m	0.97	0.49	-0h 52m	38.49	14.66
Spot 1 X 29-275	18-04-1987	11h 27m	0.81	0.57	+0h 43m	4.83	1.66
Landsat 5 TM 202-34	10-10-1989	10h 30m	2.69	0.69	-6h 23m	0.31	0.49
Landsat 5 TM 202-34-3	15-02-1990	10h 24m	1.05	0.51	-0h 54m	21.27	S D ⁴
Landsat 5 TM 202-34-3	09-07-1990	10h 22m	1.13	0.78	+1h 39m	3.87	0.24
Landsat 5 TM 202-34	26-08-1990	10h 22m	1.11	0.45	-1h 00m	3.67	0.24
Landsat 5 TM 202-34-3	01-01-1991	10h 22m	1.02	0.97	+1h 54m	7.47	0.89
Landsat 5 TM 202-34	09-05-1991	10h 24m	2.59	0.65	-6h 06m	4.57	0.96
Landsat 5 TM 202-34	13-08-1991	10h 26m	0.41	0.83	+0h 19m	1.12	0
Landsat 5 TM 202-34	17-11-1991	10h 26m	2.69	0.66	-6h 20m	0.47	0.41
Landsat 5 TM 202-34	05-02-1992*	10h 30m	1.09		+1h 19m	0.47	0.41
Landsat 5 TM 202-34	28-06-1992	10h 30m	2.47	0.81	+4h 21m	0.35	0.37
Landsat 5 TM 202-34	14-07-1992	10h 30m	1.58	0.76	+2h 33m	0.12	0.08
Landsat 5 TM 202-34	15-08-1992*	10h 30m	1.23		+1h 29m	0.01	0
Landsat 5 TM 202-34	15-06-1993	10h 27m	2.57	0.57	+5h 56m	0.33	0.39
Landsat 5 TM 202-34	25-11-1994	10h 30m	1.44	0.49	-1h 59m	0.21	0.30
Landsat 5 TM 202-34	09-09-1995	10h 30m	1.60	1.06	+2h 28m	0.01	0
Landsat 5 TM 202-34	22-05-1996*	10h 30m	1.06	0.54	-0h 16m	3.49 ⁵	S D
Landsat 5 TM 202-34	09-07-1996	10h 30m	2.68	0.49	-5h 04m	0.33	0
Landsat 5 TM 202-34	18-07-1999*	10h 30m	1.33		-1h 17m	0.18	0.06
Landsat 5 TM 202-34	23-11-1999*	10h 30m	1.65		+2h 43m	0.19	0.13

Tabla 4.1.2.1.1. Información de las imágenes utilizadas para el área de estudio de la Ría de Huelva.

¹ Hora UTC

² Coeficiente de marea a las 12 horas, obtenido de los Anuarios de Marea del Instituto Hidrográfico de la Marina.

³ Horas desde (+) o hasta (-) la bajamar más próxima, calculada a partir de la hora de adquisición de la imagen y los datos de marea proporcionados por los Anuarios de Marea del Instituto Hidrográfico de la Marina (en las fechas marcadas con un asterisco la información procede de www.lpsurf.com/mareas.php).

⁴ Sin datos

⁵ No es media

Sensor / escena	Fecha	Hora de adquisición ⁶	Altura de marea (m)	Coficiente (12 h) ⁷	Diferencia horaria con la bajamar más próxima ⁸	Río Guadalete Estación de aforo de Jerez de la Frontera
Landsat 5 TM 202-34-4	02-10-1986	10h 23m	2.53	0.95	-3h 52m	12.95
Landsat 5 TM 202-34-4	01-04-1989	10h 23m	2.48	0.80	+5h 23m	12.46
Landsat 5 TM 202-34-4	07-08-1989	10h 23m	1.54	0.55	-1h 47m	6.60
Landsat 5 TM 202-34	10-10-1989	10h 30m	2.72	0.69	+5h 35m	Sin datos
Landsat 5 TM 02-34-4	09-07-1990	10h 22m	1.09	0.78	+0h 37m	Sin datos
Landsat 5 TM 202-34	13-08-1991	10h 26m	0.80	0.83	-0h 49m	Sin datos
Landsat 5 TM 202-34-4	14-09-1991	10h 23m	1.77	0.73	-2h 07m	Sin datos
Landsat 5 TM 202-34-4	23-07-1995	10h 23m	2.32	0.55	+5h 09m	Sin datos
Landsat 5 TM 202-34	22-05-1996	10h 30m	1.14	0.54	-0h 17m	Sin datos
Landsat 5 TM 202-34-4	07-06-1996	10h 23m	1.05	0.64	-0h 57m	Sin datos
Landsat 5 TM 202-34	09-07-1996	10h 30m	2.34	0.49	-4h 58m	Sin datos
Landsat 5 TM 202-34	23-11-1999	10h 30m	1.45		+2h 41m	Sin datos

Tabla 4.1.2.2.1. Información de las imágenes utilizadas para el área de estudio de la Bahía de Cádiz.

4.1.3. Software utilizado

Para el análisis y tratamiento de la información necesaria para el desarrollo del presente trabajo se ha utilizado software diverso, en función de las necesidades originadas en cada fase del proceso.

Por suerte, en la mayor parte de los casos ya no existen los problemas de incompatibilidad de formatos que dificultaban el trabajo hace unos años y obligaban a

⁶ Hora UTC

⁷ Coficiente de marea a las 12 horas, obtenido de los Anuarios de Marea del Instituto Hidrográfico de la Marina.

⁸ Horas desde (+) o hasta (-) la bajamar más próxima, calculada a partir de la hora de adquisición de la imagen y los datos de marea proporcionados por los Anuarios de Marea del Instituto Hidrográfico de la Marina.

comprometerse con una determinada herramienta para la ejecución total de un proyecto. En este sentido, se han utilizado diferentes paquetes de software para la realización de las diversas tareas, entre los que destacan:

- **Idrisi Kilimanjaro.** Software desarrollado por Clark Labs, de la Universidad de Clark. Esta versión de Idrisi (14.0), es del año 2003 y, si bien existen versiones más recientes, las herramientas que ofrece han sido más que suficientes para el tratamiento de las imágenes objeto de nuestro trabajo. Este software ha sido fundamental, entre otras tareas, para realizar las correcciones atmosféricas de las imágenes.
- **ArcGis 9.3 y 10,** desarrollados por ESRI. Se ha utilizado, entre otras cosas, para la aplicación de los modelos a las imágenes y la generación de los mapas, además de la gestión de los datos de las muestras recogidas in situ a través de *shapes* puntuales.
- **IBM SPSS Statistics 22** se ha utilizado para la realización de los análisis estadísticos descriptivos de los datos, así como para la generación de los modelos empíricos.
- **Microsoft Office Excel** se ha utilizado, entre otras cosas, para calcular los parámetros que permiten comparar los modelos para seleccionar los mejores en cada fecha y para cada parámetro de calidad del agua.
- Los **Visores desarrollados por el Grupo de Investigación Ordenación del Litoral y Tecnologías de Información Territorial (RNM 177)** (<http://www.nacional.gis-and-coast.org/>) se han utilizado para la visualización y comparación de los mapas, así como la preparación de algunas de las figuras incluidas en el trabajo.

4.2. Metodología: desarrollo de los algoritmos de calidad del agua

Desde las etapas más tempranas de la teledetección se ha venido desarrollando una profusa literatura científica referente a experiencias para la cuantificación de indicadores de la calidad del agua a partir de datos adquiridos desde plataformas espaciales o aerotransportadas, como ha quedado patente en la revisión bibliográfica presentada (apartado

2.4). Centrándonos exclusivamente en el análisis de los métodos empíricos y semiempíricos, que es el tipo de método que vamos a utilizar aquí, todas estas experiencias tienen en común partir de la búsqueda de la relación entre las medidas de parámetros de calidad del agua realizadas *in situ* e imágenes multiespectrales para desarrollar los algoritmos que permiten cuantificar los parámetros de calidad del agua de interés, normalmente a través de análisis de regresión. Sin embargo, a pesar de esta estructura metodológica común, existe una enorme variedad de procedimientos de adquisición de los datos *in situ* (parámetros medidos, sistemas de georreferenciación, diferencia horaria con el momento de adquisición de la imagen, etc.), de tratamiento de los datos multiespectrales (correcciones geométricas, creación de índices y neocanales, procedimientos de corrección del efecto atmosférico y del ángulo solar, etc.) y regresiones entre ambas fuentes de datos (lineales, logarítmicas, simples y múltiples). Esta heterogeneidad de aproximaciones determina una gran disparidad de resultados. Es por ello que, de cara a desarrollar un algoritmo que permita su aplicación operativa en Andalucía para el seguimiento de la calidad de las aguas litorales, sea necesario definir las bases metodológicas que mejor se adapten a las características de las aguas litorales de nuestra comunidad o, al menos, a las de nuestra zona de estudio.

Al iniciar esta aplicación sobre una zona piloto (el estuario de los ríos Tinto y Odiel) se pretende establecer las bases metodológicas necesarias para su posterior desarrollo operacional en otras zonas del litoral andaluz, seleccionando y adaptando a nuestro ámbito de trabajo las múltiples variantes que ofrecen las metodologías generadas por otros autores para otras zonas del mundo. Esta definición de la metodología incluye obtener conclusiones sobre el procedimiento más adecuado a nuestra situación para:

- adquirir los datos *in situ* que son necesarios para desarrollar los algoritmos y para su comprobación posterior;
- realizar el pretratamiento de los datos multiespectrales: correcciones geométricas y atmosféricas, creación de neocanales, métodos de normalización para desarrollar algoritmos multitemporales, etc.;
- procedimiento para la selección del modelo estadístico que mejor represente la relación entre los parámetros de calidad del agua y la información proporcionada por las imágenes.

Como ya se ha comentado, en este trabajo emplearemos exclusivamente una aproximación metodológica empírica, por los motivos que ya se han ido mencionando en apartados anteriores y que podemos resumir aquí:

- La escala de trabajo nos obliga a utilizar sensores con una resolución espectral gruesa, que no son adecuados para el desarrollo de métodos analíticos (ver apartado 2.5).
- Nuestro trabajo se centra en aguas de tipo 2 (ver apartado 2.2.4), que se caracterizan por su gran complejidad óptica, ya que presentan diferentes constituyentes ópticamente activos cuyos efectos en la respuesta espectral de la masa de agua son aditivos, dificultando el establecimiento de una relación directa entre reflectividad y concentración de cada una de las sustancias. Ello es todavía más importante para las aguas litorales que para las aguas continentales (que también son de tipo 2), ya que su elevado dinamismo genera unas condiciones ambientales más cambiantes.
- No disponemos de medidas de radiancia realizadas directamente sobre la superficie del agua, que según la mayoría de los autores (Gordon & Morel 1983; Matthews 2011) son las únicas que permiten desarrollar el método analítico con fiabilidad, ya que el efecto de la atmósfera es muy difícil de integrar en el modelo (como se comentó en el apartado 2.4). Estos datos no se recogieron en el momento de realizar el muestreo, entre otras cosas, por las especiales condiciones que se dan en las aguas litorales, objeto de nuestro estudio: su elevado dinamismo obliga a recoger las muestras en el periodo de tiempo más corto posible para asegurar la posibilidad de identificarlas sin error en la imagen, por lo que la cantidad de información que puede recogerse en cada punto es limitada. La alternativa sería reducir el número de muestras recogidas *in situ*, lo que no se consideró aceptable en el momento de diseñar las campañas.

4.2.1. Desarrollo de modelos específicos para cada imagen

Como se desprende de la revisión bibliográfica realizada en el apartado 2.4, el estudio de la calidad del agua en zonas litorales (aguas tipo 2) y la cuantificación de algunos de sus indicadores a través de la teledetección se suele afrontar de forma empírica o semiempírica, estableciendo la relación entre los parámetros de calidad del agua y los datos multiespectrales mediante análisis estadísticos, fundamentalmente de regresión. Este procedimiento es el más utilizado en general en aguas de tipo 2 por la dificultad existente en modelizar la respuesta espectral del agua cuando contiene, en proporciones variables,

diferentes materiales que la modifican. Es el método de mayor simplicidad y precisión y además, implícitamente tiene en cuenta todos aquellos factores que pueden influir en la relación existente entre los parámetros de calidad del agua y los datos multispectrales. Precisamente por ello, es muy probable que encontremos que esta relación es específica para cada zona del litoral e incluso para cada situación concreta (Dekker et al. 1995; Whitlock et al. 1982).

Desde este punto de vista empírico, por tanto, el problema parece sencillo: la búsqueda de la relación existente entre dos (regresión simple) o más variables (regresión múltiple), siendo la variable dependiente un parámetro de calidad del agua y la(s) variable(s) independiente(s) los valores obtenidos de la imagen, ya sean de las bandas originales o transformadas. Evidentemente la relación causal es en el otro sentido (es decir, es el contenido de materiales ópticamente activos lo que determina la respuesta espectral del agua), pero en este caso se pretende generar un modelo con finalidad predictiva⁹, no explicativa; evidentemente partimos de la información de la que disponemos (valores digitales de la imagen) para estimar lo que no conocemos (valores de los parámetros de calidad del agua).

Se describen a continuación las principales operaciones realizadas para generar los modelos más adecuados para cada imagen e indicador de calidad del agua.

4.2.1.1. Pretratamiento de las imágenes

Dentro del concepto de pretratamiento de imágenes de satélite o correcciones previas, normalmente se incluyen dos tipos de operaciones: correcciones geométricas y correcciones radiométricas.

4.2.1.1.1. Corrección geométrica

Las **correcciones geométricas** son operaciones destinadas a proporcionarle a la imagen la geometría de la base cartográfica de referencia, eliminando al mismo tiempo los errores que pueda presentar en la posición o el tamaño de sus celdillas. Estos errores son debidos a dos tipos de factores: sistemáticos y no sistemáticos.

⁹ En realidad, la finalidad se podría definir como *estimadora* mejor que *predictiva*, ya que no tiene ese matiz temporal que implica el término predicción; en cualquier caso, es el término que se utiliza en el contexto del análisis de regresión para hacer referencia a la estimación de un valor desconocido de la variable dependiente a partir de valores conocidos de las variables independientes.

- Los errores sistemáticos son previsibles y se conocen de antemano, ya que tienen que ver con las características de la tierra como planeta (esfericidad y movimiento de rotación terrestre) y con el diseño del sistema de teledetección (inclinación de la órbita del satélite, ángulo de observación, etc.). Estos errores sistemáticos se corrigen de forma relativamente sencilla, mediante algoritmos automatizados que se suelen aplicar a las imágenes en los centros de recepción y distribución, de manera que cuando las imágenes llegan al usuario final se pueden considerar corregidos y no suele ser necesario preocuparse por ellos. Estas operaciones se denominan correcciones orbitales.

- Los errores geométricos no sistemáticos son imprevisibles y no se pueden modelizar de antemano porque dependen de las condiciones específicas de adquisición de cada escena. Sus dos causas fundamentales son el relieve terrestre y los movimientos de la plataforma.
 - El relieve terrestre produce en las imágenes de satélite un efecto de desplazamiento que, aunque es mucho menor que en las fotografías aéreas por la mayor altura a la que se sitúan estas plataformas, a menudo es necesario corregir (especialmente en zonas de grandes desniveles topográficos).

 - El otro factor que determina errores no sistemáticos es mucho más importante, y afecta a todas las imágenes de satélite en mayor o menor medida: los movimientos de la plataforma. Aunque los satélites son mucho más estables que los aviones, las imágenes de satélite presentan errores geométricos debidos al cabeceo, alabeo, giro lateral y modificaciones en la altura y velocidad de la trayectoria del satélite, igual que sucede a las fotografías aéreas.

Estos errores geométricos no sistemáticos deben corregirse de forma empírica y mediante modelización inductiva, lo que a la vez permite ajustar la geometría de la imagen a la base cartográfica que se utilice como referencia. A este proceso se le denomina corrección geométrica por puntos de control y se realiza en tres fases que se resumen a continuación (para más información se puede consultar alguna edición del manual de Teledetección de Emilio Chuvieco (Chuvieco 2002)):

1. Localización de puntos de control, que servirán como muestra de las distorsiones geométricas que presenta la imagen.

2. Cálculo de las funciones polinómicas de transformación entre las coordenadas de la imagen y las del sistema cartográfico de referencia. Se establecen por regresión múltiple a partir de las coordenadas imagen y las de referencia de los puntos de control, y pueden ser de distinto orden, en función de la complejidad de las distorsiones geométricas que presente la imagen.
3. Interpolación radiométrica o transferencia de los valores digitales de la imagen original a su nueva posición. Se pueden utilizar tres métodos diferentes: vecino más próximo, interpolación bilinear y convolución cúbica.

Las escenas originales se recortaron para cubrir la zona de recogida de muestras, y después fueron corregidas geoméricamente. Dado su pequeño tamaño (no superan las 1500 líneas y columnas), la inexistencia de contrastes topográficos importantes y el pequeño grado de distorsión que presentaban, para la corrección geométrica se consideraron suficientes 40 puntos de control, de los cuales se conservaron al menos 30 para la corrección final.

La transformación geométrica aplicada a las imágenes ha sido lineal (de primer grado), debido a la escasa distorsión que presentaban. Además, las transformaciones geométricas más complejas son mucho más dependientes de la homogénea distribución de los puntos de control por toda la superficie de la imagen, lo que en este caso, al tratarse de imágenes de la zona costera, no siempre ha sido posible (en las masas de agua es imposible identificar puntos de control). En todos los casos se ha conseguido un error medio cuadrático en la corrección geométrica inferior a medio píxel (15 metros).

El método de interpolación radiométrica seleccionado para todas las correcciones ha sido el del vecino más próximo, ya que es el único que conserva los valores originales presentes en la imagen, sin hacer medias, lo que es fundamental para relacionar esos valores con los de otras variables, especialmente cuando se trata de superficies de agua, dado el escaso rango de valores digitales que presentan (ya que en este caso se trabaja con sistemas de teledetección no específicamente diseñados para el estudio de masas de agua).

Las correcciones geométricas, al igual que otras de las operaciones de tratamiento digital de imágenes aplicadas en el presente trabajo, se han realizado mediante el software Idrisi Kilimanjaro, en este caso concreto utilizando el módulo *RESAMPLE*. Todas las imágenes han sido corregidas geoméricamente respecto a las coordenadas UTM en el huso 30 (ED50).

4.2.1.1.2. Corrección radiométrica: conversión a valores de reflectividad aparente y corrección atmosférica

Las correcciones radiométricas están destinadas a modificar los valores digitales de la imagen de manera que se correspondan con los que tendría si el proceso de adquisición hubiera sido ideal. También se suelen incluir dentro de este grupo las operaciones destinadas a transformar los valores digitales de la imagen en magnitudes físicas, ya sea radiancia o reflectividad. Pretenden:

- eliminar de los valores digitales el ruido debido a problemas de calibración y respuesta del sensor ante la energía electromagnética que le llega del sistema terrestre,
- restaurar los valores digitales que pueden haberse perdido en el proceso de adquisición o transmisión de los datos,
- eliminar o aminorar el efecto producido por la atmósfera (a estas últimas operaciones se les suele denominar específicamente correcciones atmosféricas), y
- reducir el efecto producido en los valores digitales por las condiciones específicas de iluminación en el momento de adquisición de la imagen.

La corrección de los errores causados por el imperfecto funcionamiento del sensor (incluidas las pérdidas de líneas o columnas, los problemas de calibración entre detectores y las descalibraciones momentáneas de éstos) es conveniente para asegurar su mejor interpretación, sin la presencia de elementos extraños que dificultan la lectura de la información contenida en la imagen. Es especialmente conveniente cuando la superficie de interés es el agua, ya que en ésta diferencias de intensidad de tan sólo un valor digital se manifiestan claramente al visualizar la imagen, dado el reducido rango de valores digitales que presentan estas superficies

En cualquier caso, hay que reconocer que ésta es una operación casi puramente estética, ya que es imposible recuperar información que no se ha recogido, o corregir una información que ha sido recogida erróneamente, cuando ese error no se puede cuantificar. Además, aún después de su corrección, los píxeles afectados por este tipo de errores suelen ser todavía evidentes en las imágenes, al menos en las zonas de agua.

Por otra parte, estas correcciones suelen realizarse antes de la distribución de las imágenes, y el usuario normalmente no tiene que ocuparse de ellas, como ha sido nuestro caso. Sin embargo, sí corresponden al usuario la transformación de los valores digitales en magnitudes físicas y las correcciones atmosféricas, tanto decidir sobre su conveniencia como realizarlas, en su caso.

En concreto, las imágenes utilizadas para la obtención de información sobre calidad del agua han sido transformadas a valores de reflectividad aparente y corregidas atmosféricamente mediante el método COS(t) de Chávez (Chávez 1996).

Tal como dice Emilio Chuvieco (Chuvieco 2002), la transformación de los valores digitales de las imágenes en magnitudes físicas permite trabajar con variables físicas de significado estándar, que son comparables para un mismo sensor en diferentes fechas, entre diferentes sensores y con valores medidos sobre el terreno. Ello es importante cuando se trata de comparar imágenes de diferentes fechas, integrar imágenes procedentes de diferentes sistemas de teledetección o relacionar los valores de las imágenes con los obtenidos mediante mediciones *in situ* de reflectividad. Aunque en nuestro caso no nos encontramos en ninguna de estas circunstancias, se ha considerado apropiado transformar los valores digitales de las imágenes a valores de **reflectividad aparente** para hacer más sólida la interpretación de las imágenes; además, en el análisis de regresión se incluirán varias bandas de la imagen, que son más comparables entre sí cuando son transformadas en valores de reflectividad. Como comenta Chávez (Chávez 1996), esta transformación corrige los efectos de los diferentes coeficientes de calibración de cada banda (gain y offset), la irradiancia solar y el ángulo solar cenital. Sin embargo, la transformación de valores digitales a reflectividad aparente no corrige los efectos introducidos en la imagen por la atmósfera. En definitiva, “la reflectividad aparente asume que la observación se realiza en una atmósfera transparente, verticalmente, sobre suelo plano y superficies perfectamente lambertianas” (Chuvieco 2002, pág. 267).

El proceso se inicia con la transformación de los valores digitales de la imagen en valores de radiancia espectral (L_{sat}) en $Wm^{-2}sr^{-1}\mu m^{-1}$, utilizando los parámetros de calibración específicos para cada sensor y banda. Estos parámetros pueden venir expresados como offset y gain (componentes sumativo y multiplicativo de la transformación lineal entre ND y radiancias) o bien como L_{min} y L_{max} (la radiancia correspondiente a los valores mínimos y máximos posibles en la imagen). En nuestro caso, hemos utilizado los valores de offset y gain publicados por Chander y Markham (Chander & Markham 2003) para imágenes Landsat 5 TM adquiridas entre el 1 de marzo de 1984 y el 4 de mayo de 2003.

La ecuación para transformar los ND en valores de radiancia es:

$$L_{sat} = \frac{ND - offset}{gain}$$

Y la ecuación general para convertir los valores de radiancia en reflectividad superficial corrigiendo tanto los efectos de iluminación como los atmosféricos es (Moran et al. 1992):

$$REF = \frac{\pi * (L_{sat} - L_{haze})}{TAU_v * (E_0 * \cos(TZ) * TAU_z + E_{down})}$$

Siendo:

REF: reflectividad espectral.

L_{sat}: radiancia a nivel del satélite.

L_{haze}: radiancia atmosférica (path radiance)

TAU_v: transmisividad atmosférica ascendente.

E₀: Irradiancia solar extraterrestre, en $Wm^{-2}\mu m^{-1}$.

TZ: Ángulo cenital solar (ángulo de incidencia del flujo solar directo en la superficie terrestre).

TAU_z: transmisividad atmosférica descendente.

E_{down}: Irradiancia difusa.

Diferentes métodos de corrección de los efectos de la atmósfera y de las condiciones de iluminación utilizan esta fórmula básica, pero la simplifican eliminando algunos parámetros.

Así, la transformación en valores de reflectividad aparente sería el modelo más sencillo para transformar los valores de radiancia en reflectividad. Tiene en cuenta la irradiancia solar y también el ángulo cenital solar, pero no intenta reducir el efecto de la dispersión y absorción atmosférica, y lo hace asumiendo que en la ecuación anterior:

TAU_z = 1 (ignora la transmisividad atmosférica)

TAU_v = 1 (ignora la transmisividad atmosférica)

E_{down} = 0 (ignora la irradiancia difusa)

L_{haze} = 0 (ignora la radiancia atmosférica).

La transformación en valores de reflectividad aparente se ha realizado a través del módulo *ATMOSC* de Idrisi Kilimanjaro, utilizando la primera de las opciones que ofrece: *Apparent reflectance model*.

Por ejemplo, los parámetros utilizados para la conversión en reflectividad aparente de la banda 1 de la imagen de fecha 15-06-1993, se muestran en la figura 4.2.1.1.2.1.

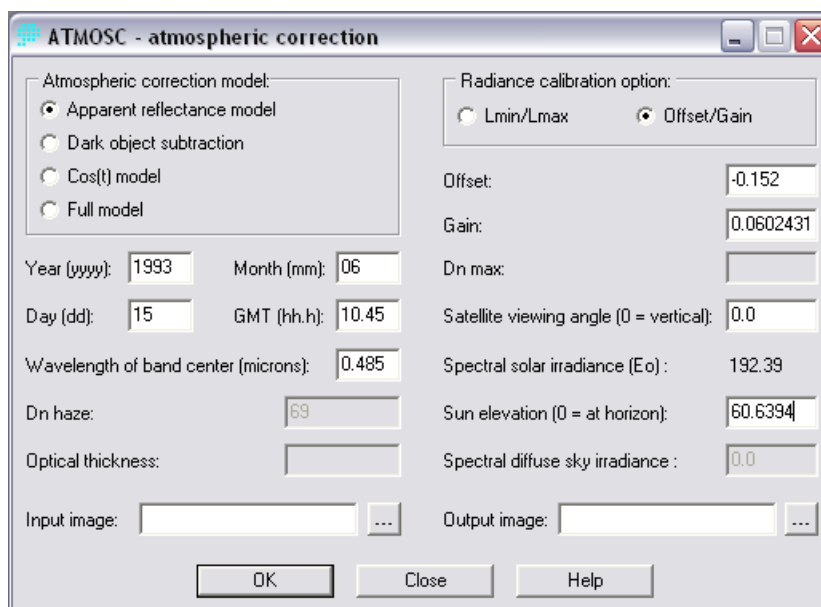


Figura 4.2.1.1.2.1. Ventana del módulo *ATMOSC* de Idrisi Kilimanjaro con los parámetros para transformar la banda 1 de la imagen de fecha 15-6-1993 a valores de reflectividad aparente.

Los valores del ángulo de elevación solar para las distintas imágenes no se conocían, ya que no se tuvo acceso a los ficheros originales. Para calcularlo se ha utilizado el software *MIDC SOLPOS Calculator* (Measurement and Instrumentation Data Center 2008). Para ello, hay que indicar la fecha, la hora (UTC) y las coordenadas del lugar para el que se calcula. Este software calcula los valores del ángulo cenital solar, mientras que Idrisi pide el ángulo de elevación solar, que es el complementario del anterior. Por ello, se ha calculado restando a 90 grados el valor proporcionado por dicho software para cada fecha.

La transformación en valores de reflectividad aparente ya produce un efecto importante en la signatura espectral de las superficies, ya que contempla las diferencias de calibración entre bandas. Como ejemplo, presentamos la signatura espectral de tres superficies obtenidas a partir de la imagen original y después de su transformación en reflectividad aparente en las figuras 4.2.1.1.2.2. y 4.2.1.1.2.3, respectivamente. Como se observa en los gráficos, las signaturas espectrales de las diferentes cubiertas se parecen más a sus formas reales en las imágenes transformadas a valores de reflectividad aparente que en las originales, expresadas en valores digitales.

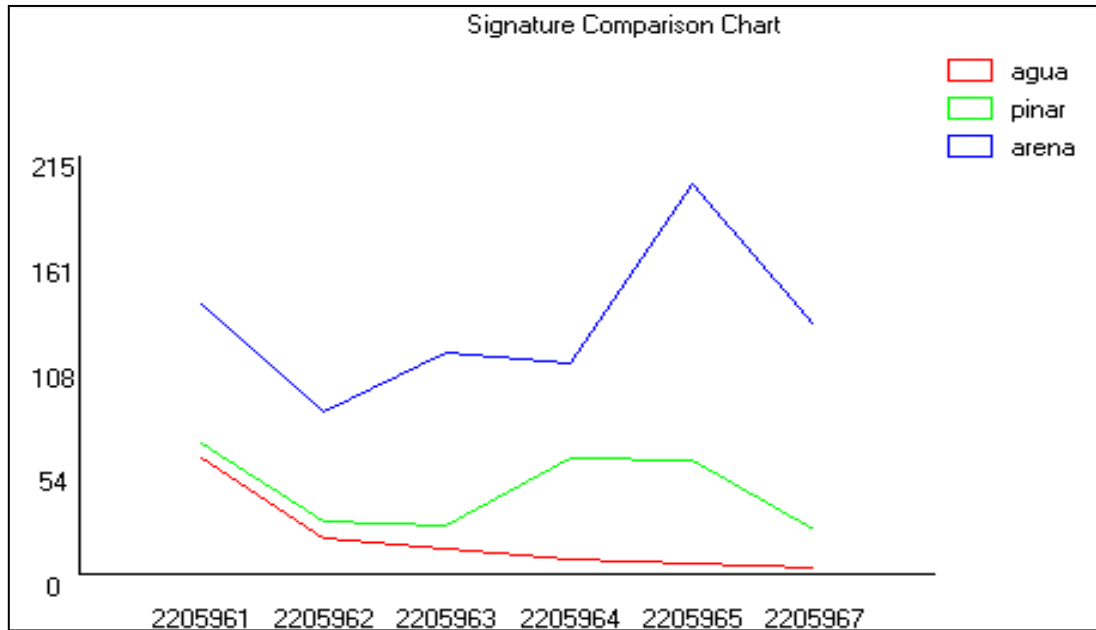


Figura 4.2.1.1.2.2. Curva espectral del agua, pinar y arena en la imagen de fecha 22 de mayo de 1996, a partir de los valores digitales brutos. En eje horizontal están representadas las bandas Landsat TM (220596 1 es la banda 1, y así sucesivamente).

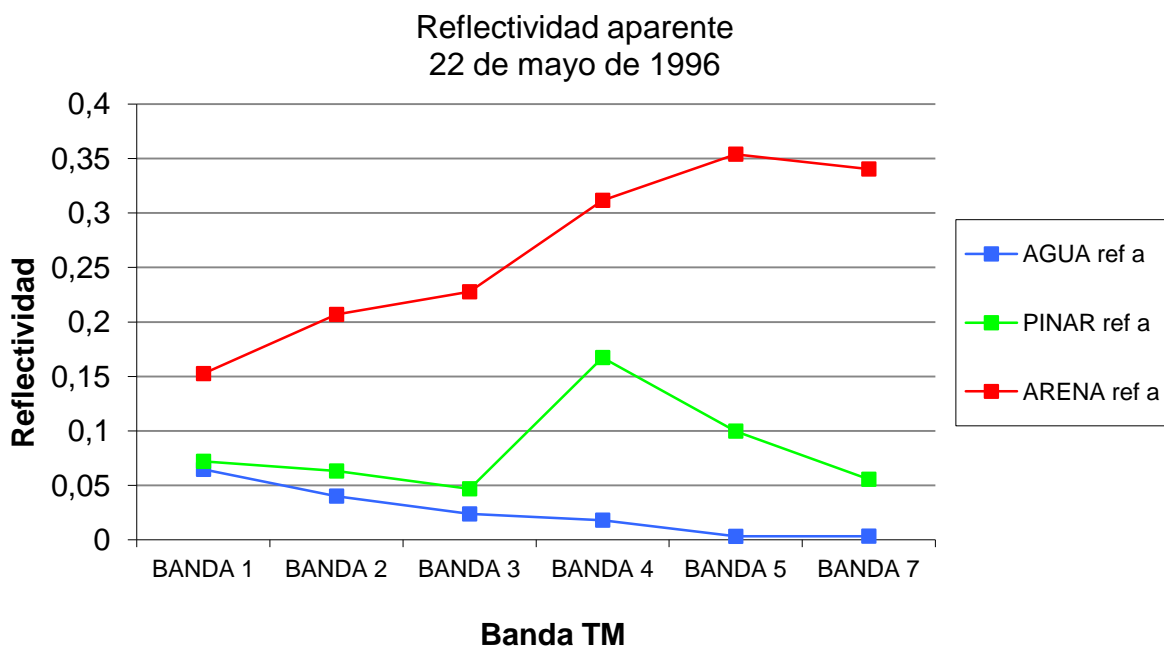


Figura 4.2.1.1.2.3. Curva espectral del agua, pinar y arena en la imagen de fecha 22 de mayo de 1996, a partir de los valores de reflectividad aparente.

Para la **corrección atmosférica** de las imágenes se ha utilizado el método COS(T) de Chávez (Chávez 1996), ya que no se disponía de medidas radiométricas realizadas *in situ* simultáneamente a la adquisición de la imagen, y este método se basa exclusivamente en datos de la propia imagen. Se utiliza la misma fórmula para el cálculo de la reflectividad

que ya hemos comentado, pero ahora se incluyen dos de los parámetros que antes se habían ignorado para simplificar el problema: Lhaze y TAUz.

- Lhaze, es decir, la radiancia atmosférica, se estima utilizando el método del “objeto oscuro”; considera que las áreas cubiertas por materiales de fuerte absortividad (agua clara, sombras) deberían tener en la imagen valores de radiancia espectral muy cercanos a cero. Así, el valor de radiancia de estas zonas puede considerarse un indicador de la radiancia añadida por la atmósfera a través de los procesos de dispersión.
- Por su parte, TAUz, es decir, la transmisividad atmosférica descendente, puede estimarse a través del coseno del ángulo cenital solar.

Para ejecutar esta corrección mediante el módulo *ATMOSC* de Idrisi Kilimanjaro, el único parámetro que es necesario añadir a los ya facilitados para el cálculo de la reflectividad aparente es DNhaze, es decir, el valor digital correspondiente a zonas de la imagen de fuerte absortividad. En este caso, se han obtenido de pixeles de agua clara, muy alejada de la línea de costa, o de zonas en sombra, en las imágenes en las que las hay. En concreto, los parámetros utilizados para corregir la banda 1 de la imagen del 15 de junio de 1993 se muestran en la figura 4.2.1.1.2.4.

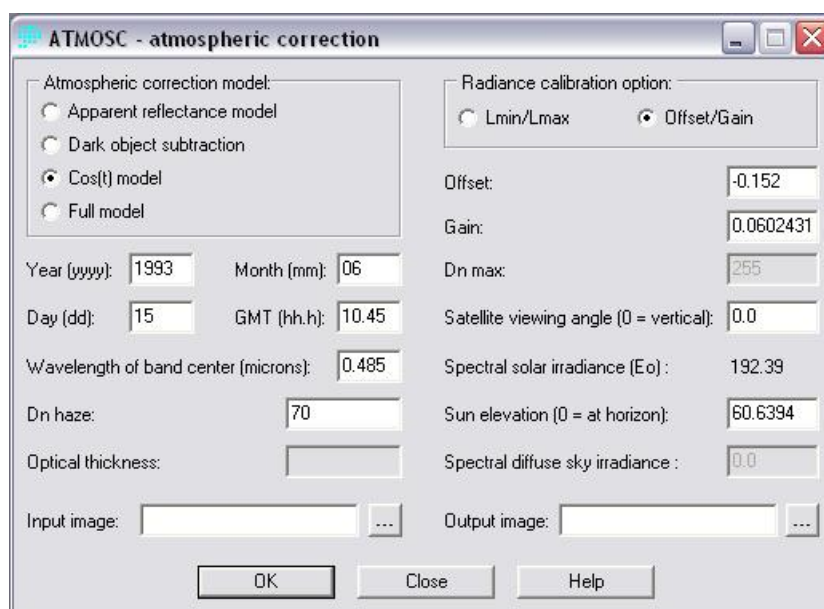


Figura 4.2.1.1.2.4. Ventana del módulo *ATMOSC* de Idrisi Kilimanjaro con los parámetros para corregir la banda 1 de la imagen de fecha 15-6-1993 mediante el método COS(T).

El efecto de esta corrección atmosférica en la imagen se puede observar en la siguiente figura, que muestra las curvas de reflectividad aparente y las corregidas atmosféricamente mediante este método para tres cubiertas en la imagen del 22 de mayo de 1996:

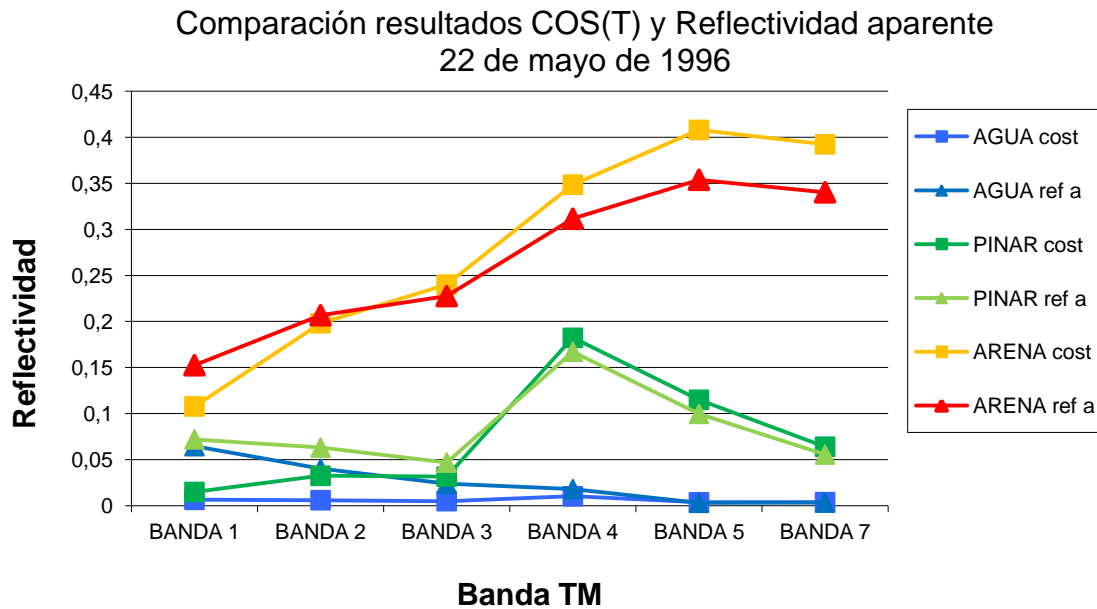


Figura 4.2.1.1.2.5. Comparación de las curvas espectrales de agua, pinar y arena obtenidas a partir de la reflectividad aparente y de la imagen corregida mediante el método COS(T).

En los trabajos consultados (ver apartado 2.4) se encuentran ejemplos en los que se realizan diferentes tipos de pretratamiento (correcciones radiométricas, atmosféricas y geométricas); en algunos casos, el objetivo era precisamente evaluar el efecto de esas correcciones en la determinación de las concentraciones de los diferentes elementos presentes en el agua. Las conclusiones en este tipo de trabajos no son, desde luego, concluyentes a favor de ningún algoritmo concreto de corrección atmosférica. En nuestro caso, hemos tenido que utilizar un método basado exclusivamente en datos de la imagen, por no disponer de otra información, método que por otra parte ha sido avalado por múltiples trabajos. Por su parte, las correcciones geométricas son de uso común siempre que la ubicación de los puntos de recogida de muestras se conozca de forma precisa, y normalmente en los trabajos consultados se ha optado por el tipo de corrección más sencilla, para evitar modificar excesivamente los datos originales de la imagen. Este enfoque es el que hemos aplicado en este trabajo.

4.2.1.2. Extracción de la información de las imágenes y creación de los ficheros de datos

Una vez corregidas geoméricamente las imágenes, es posible localizar en ellas la posición de los puntos de recogida de muestras a través de sus coordenadas puesto que ambas fuentes de datos están georreferenciadas respecto a la misma base cartográfica.

Para ello, se crea un archivo vectorial de puntos que recoge la ubicación de las muestras en cada campaña, utilizando las coordenadas proporcionadas por el GPS en todos los casos excepto en la campaña de fecha 10 de octubre de 1989, en la que la ubicación de los puntos de recogida de muestras se realizó mediante referencias visuales. En este caso concreto, la posición de los puntos de muestreo se determinó visualmente sobre la imagen, tomando como referencia el mapa y las anotaciones realizadas durante la recogida de muestras. En cada uno de estos archivos vectoriales, el identificador de cada punto corresponde al número con que se marcó la muestra durante el proceso de recogida y análisis en laboratorio.

El valor de la imagen que se va a considerar representativo de cada punto de recogida de muestras es la media de una ventana de 3 x 3 píxeles centrada en el que contiene el punto de muestreo, lo cual es una práctica común en este tipo de trabajos (Cheshire et al. 1985; Choubey & Subramanian 1990; Gower et al. 1984; Harrington et al. 1992; Lathrop & Lillesand 1989; LeDrew & Franklin 1984; Lindell et al. 1985; López García & Caselles 1987; Lyon et al. 1988; Mausel et al. 1991; Ritchie & Cooper 1987; Ritchie & Cooper 1988; Ritchie et al. 1990).

La obtención de los datos de las imágenes a través de la media de ventanas de varios píxeles y no simplemente tomando el valor del que contiene el punto de muestreo se debe a la necesidad de reducir el ruido del sensor, que es especialmente alto en el agua ya que los valores digitales son muy bajos (debido a que utilizamos sistemas de teledetección de orientación general, no específicamente diseñados para el estudio de masas de agua); también se reduce la influencia que pudiera tener la presencia de espuma en el agua, de la barca que está tomando las muestras o cualquier otra anomalía, a la vez que reduce la posibilidad de error en la localización del punto, especialmente cuando ésta se realiza visualmente, sin referencia a coordenadas.

El tamaño de la ventana, por otra parte, no se ha elegido aleatoriamente; por una parte se ha tenido en cuenta que hacer la media de una ventana de $n \times n$ píxeles mejora la

resolución radiométrica (disminuye la ratio señal/ruido) n veces, y, por otra, que el uso de una ventana mayor (5x5, por ejemplo) no aumenta la cantidad de información aportada por una ventana de 3x3, como han demostrado distintos autores (Ritchie & Cooper 1987; Whitlock et al. 1982). Además, trabajar con valores medios supone reducir la resolución espacial, utilizando píxeles mayores que los realmente observados por el sensor; así, si la ventana es demasiado grande, puede que su valor de radiancia medio no sea realmente representativo de los valores de los parámetros de calidad del agua medidos a partir de las muestras debido a la variabilidad espacial en la concentración de los diferentes materiales presentes en el agua. Al hacer medias, el ruido disminuye pero se introduce un nuevo error debido a la dinámica de la masa de agua y los cambios en su composición, y, llevado al extremo, puede hacer desaparecer pequeños cambios en los valores digitales que sean debidos a variaciones en el transporte de los materiales dentro de la masa de agua.

Por otra parte, debido a la gran variabilidad espacial presente en la zona de estudio principal, no es aconsejable el uso de ventanas de mayor tamaño que 3x3, ya que por su configuración alargada y estrecha, tomar ventanas más grandes podría suponer incluir píxeles que contuvieran elementos ajenos a la masa de agua (espigones, muelles, boyas, puentes, etc.).

La primera operación para extraer los valores de la imagen consiste entonces en calcular, para cada píxel de la imagen, la media de la ventana de 3x3 píxeles centrada en él, y para ello se utiliza el módulo *FILTER* de Idrisi Kilimanjaro, indicando que se desea realizar un filtro de media (*mean filter*) de tamaño 3x3.

Para la extracción de los valores de la imagen que corresponden a cada punto de muestreo se utilizó el módulo *EXTRACT* de Idrisi Kilimanjaro. Este módulo extrae, para cada banda de cada escena tratada, el valor que corresponde a la posición indicada por los puntos contenidos en el archivo vectorial que actúa como "*feature definition file*", y genera un archivo de texto en formato ASCII en el que aparece el identificador del punto y el valor que toma en la imagen analizada, y que corresponde a la media de la ventana de 3x3 píxeles centrada en el que contiene la posición de recogida de la muestra. Por ejemplo, a continuación se muestra el contenido del archivo de valores denominado 942.avl, que muestra los valores de los 39 puntos de muestreo de la campaña del 25 de noviembre de 1994, en la banda 2 (longitud de onda del verde). El identificador corresponde al número de punto; el identificador 0 corresponde al valor digital medio de toda la zona de la imagen de la que no se han tomado muestras.

ID	Valor medio Ventana 3 x 3 píxeles Banda 2
0	0.098742
1	0.064953
2	0.063704
3	0.071198
4	0.081191
5	0.079942
6	0.158634
7	0.147393
8	0.094931
9	0.087436
10	0.088685
11	0.081191
12	0.082440
13	0.073696
14	0.076194
15	0.079942
16	0.078693
17	0.069949
18	0.069949
19	0.059956
20	0.041220
21	0.034975
22	0.038722
23	0.037473
24	0.033725
25	0.046216
26	0.034975
27	0.036224
28	0.062454
29	0.067451
30	0.088685
31	0.159883
32	0.231082
33	0.081191
34	0.081191
35	0.076194
36	0.058707
37	0.049964
38	0.046216
39	0.031227

Una vez que se dispone de todos los valores de los puntos de muestreo para las imágenes, se integran con los datos de parámetros de calidad del agua resultado del análisis de las muestras extraídas durante las campañas, generando un fichero de texto que contiene ambos tipos de datos en forma tabular: en las filas los valores para cada punto de recogida de muestras y en las columnas las diferentes variables, sean valores de la imagen o parámetros de calidad del agua. Estos archivos, uno para cada fecha, pueden importarse desde diferentes programas de análisis estadístico para realizar la siguiente fase: el análisis de los datos.

En este caso, se importaron desde SPSS utilizando el asistente para la importación de texto. Como ejemplo, se presenta el archivo de datos para el 25 de noviembre de 1994 ya en formato SPSS en la tabla 4.2.1.2.1.

P_ID	SS	TURB.	CLOR_A	CLOR_B	CLOR_C	Cat_1	Cat_2	Cat_3	Cat_4	Cat_5	Cat_7
PUNTO 1	44,8	7,60	105,00	10,610	19,30	0.029512	0.064953	0.045492	0.029759	0.006009	0.010536
PUNTO 2	33,7	5,20	51,20	6,840	12,30	0.027873	0.063704	0.044503	0.031176	0.004766	0.002302
PUNTO 3	35,9	4,80	47,10	7,390	8,73	0.034431	0.071198	0.045492	0.03401	0.010642	0.007746
PUNTO 4	31,5	3,60	34,70	6,300	6,46	0.047001	0.081191	0.053404	0.038261	0.007016	0.011376
PUNTO 5	32,8	1,90	27,60	5,860	6,18	0.040989	0.079942	0.049448	0.038261	0.009266	0.009073
PUNTO 6	41,9	8,90	59,30	12,600	9,07	0.066676	0.158634	0.084062	0.048181	0.00527	0.017171
PUNTO 7	44,7	7,10	38,90	9,660	7,39	0.057931	0.147393	0.085051	0.046763	0.00339	0.005092
PUNTO 8	36,1	3,60	16,20	4,390	4,35	0.040989	0.094931	0.052415	0.03401	0.00527	0.012215
PUNTO 9	34,0	3,30	13,90	3,360	4,74	0.045908	0.087436	0.053404	0.031176	0.005136	0.000975
PUNTO 10	35,7	3,70	14,90	3,200	3,54	0.042629	0.088685	0.05736	0.042512	0.011012	0.011863
PUNTO 11	28,7	1,60	13,10	2,540	2,23	0.050827	0.081191	0.058349	0.049598	0.006646	0.004117
PUNTO 12	29,9	2,20	15,10	3,590	4,42	0.041536	0.08244	0.050437	0.041095	0.014134	0.008722
PUNTO 13	38,7	1,10	15,70	2,250	3,76	0.038257	0.073696	0.044503	0.02409	0.002887	0.007746
PUNTO 14	38,3	0,05	13,90	2,420	4,55	0.041536	0.076194	0.054393	0.038261	0.00302	0.006419
PUNTO 15	27,3	0,60	13,10	2,170	3,84	0.040443	0.079942	0.060327	0.045346	0.008023	0.005228
PUNTO 16	31,7	0,45	12,90	1,760	3,46	0.031698	0.078693	0.048459	0.036844	0.00376	0.001463
PUNTO 17	28,4	1,40	15,50	1,080	5,07	0.034431	0.069949	0.042525	0.025507	0.006646	0.007746
PUNTO 18	34,4	1,60	7,68	0,717	3,40	0.032245	0.069949	0.044503	0.029759	0.00376	0.004117
PUNTO 19	29,7	0,15	8,39	0,582	3,62	0.032791	0.059956	0.038569	0.021256	0.00339	0.003629
PUNTO 20	33,9	1,20	4,00	0,389	2,13	0.029512	0.04122	0.02868	0.018422	0.002517	0.003278
PUNTO 21	34,1	0,05	3,86	0,657	1,77	0.020221	0.034975	0.023735	0.019839	0.005136	0.005092
PUNTO 22	31,6	0,05	4,00	0,183	1,65	0.024047	0.038722	0.02868	0.026924	0.00151	0.005932
PUNTO 23	21,3	0,05	2,80	0,685	1,51	0.029512	0.037473	0.026702	0.025507	0.002887	0.003278
PUNTO 24	20,0	0,05	2,08	0,397	0,46	0.033338	0.033725	0.01879	0.017005	0.002517	0.004117
PUNTO 25	33,1	0,05	2,05	0,700	1,15	0.028419	0.046216	0.027691	0.022673	0.002014	0.009913
PUNTO 26	22,4	0,05	2,93	0,229	1,12	0.028966	0.034975	0.020768	0.019839	0.00339	0.005444
PUNTO 27	18,3	0,45	2,57	0,246	0,73	0.028419	0.036224	0.020768	0.02409	0.00339	0.008722
PUNTO A	33,6	7,30	77,90	11,500	19,80	0.02514	0.062454	0.043514	0.036844	0.006143	0.00279
PUNTO B	28,8	4,80	44,00	7,070	9,22	0.032791	0.067451	0.043514	0.03401	0.007386	0.009561
PUNTO C	29,3	4,90	34,20	6,240	21,20	0.050827	0.088685	0.055382	0.049598	0.013497	0.003278
PUNTO D	41,9	13,00	65,70	13,700	6,94	0.06285	0.159883	0.089006	0.048181	0.007889	0.011376
PUNTO E	55,5	25,00	73,20	16,800	8,24	0.083618	0.231082	0.126587	0.063768	0.002887	0.005932
PUNTO F	35,9	2,40	16,90	3,020	1,22	0.043175	0.081191	0.058349	0.042512	0.0049	0.006419
PUNTO G	36,0	3,30	16,90	3,630	5,43	0.03935	0.081191	0.053404	0.026924	0.00715	0.005092
PUNTO H	23,5	2,10	15,70	1,860	5,21	0.033884	0.076194	0.048459	0.025507	0.001007	0.004605
PUNTO I	37,2	1,40	11,90	0,984	5,47	0.032791	0.058707	0.041536	0.028342	0.003893	0.007746
PUNTO J	34,4	0,05	8,09	0,777	3,82	0.030059	0.049964	0.031647	0.025507	0.005773	0.010888
PUNTO K	26,8	0,05	5,16	0,529	2,97	0.02678	0.046216	0.029669	0.022673	0.008259	0.002438
PUNTO L	23,2	0,05	4,53	0,169	1,79	0.031152	0.031227	0.026702	0.022673	0.00527	0.005932

Tabla 4.2.1.2.1. Fichero de datos para la fecha 25-11-1994.

4.2.1.3. Análisis estadístico de los datos

La regresión lineal múltiple por mínimos cuadrados (generalmente conocida como regresión múltiple) es una técnica estadística para estudiar la relación entre una sola variable dependiente y una o más variables independientes. Sus usos fundamentales son dos: el análisis causal y la predicción (en este caso, estimación). Cuando se realiza análisis causal, las variables independientes se consideran causas de la variable dependiente, y el objetivo de la regresión múltiple es determinar si cada variable independiente realmente afecta a la variable dependiente y, en caso de hacerlo, en qué medida. Cuando el objetivo es la predicción, la regresión múltiple se utiliza para desarrollar una ecuación que permita calcular los valores que corresponden a la variable dependiente a partir de valores observados de las variables independientes.

En este trabajo la variable dependiente es siempre uno de los parámetros de calidad del agua analizados en las muestras, y las variables independientes son los valores digitales extraídos de la imagen de satélite. El objetivo es claramente la estimación: calcular, a partir de los valores digitales de la imagen, el valor de los parámetros de calidad del agua estudiados para todas las celdillas de la imagen de las que no se recogieron muestras, es decir, **espacializar**. Como resultado, se obtiene información continua en el espacio de la calidad de la masa de agua examinada, frente a la información discontinua y puntual de la que se partía; se espera que esta información sea más real que la que se obtendría mediante interpolación a partir de los valores puntuales disponibles, ya que se calcula a partir de datos que por su naturaleza presentan esa continuidad espacial deseada. Este tipo de aplicaciones son claramente empíricas, y tienen un único objetivo: obtener información sobre la distribución espacial de los parámetros de calidad del agua partiendo de un número de muestras de agua lo suficientemente reducido como para que sea económicamente viable y pueda ser realizado periódicamente. En este caso el análisis causal está excluido puesto que el diseño del experimento es el inverso; las variables independientes no afectan a la variable dependiente, sino al revés: la mayor o menor concentración de diferentes elementos en el agua modifica su respuesta espectral, es decir, los valores digitales de las diferentes bandas de la imagen.

Esta técnica ha sido utilizada en numerosos trabajos de este tipo con aparente éxito (tal como se deduce de la revisión bibliográfica realizada). Algunos autores se han preguntado sobre su adecuación para esta aplicación, y han realizado estudios específicos para evaluar si esta técnica estadística es apropiada para este tipo de estudios, los requisitos que deben cumplirse para justificar su uso y la calidad que cabe esperar de sus resultados. Así, Whitlock, Kuo y LeCroy (Whitlock et al. 1982) realizaron un análisis

detallado, a partir de datos de laboratorio, de la aplicación de la regresión múltiple al cálculo de parámetros de calidad del agua. Como resultado de ese trabajo, concluyeron que “la técnica está bien fundada y, en principio, debería aplicarse a muchas situaciones medioambientales en las que tanto el agua como la atmósfera contienen efectos ópticos lineales y no lineales” (Whitlock et al. 1982, pág. 152). Como conclusión de su trabajo, definieron una serie de **condiciones medioambientales y de los datos que deben cumplirse para justificar el uso de la regresión múltiple en este tipo de aplicaciones**, que aparecen en el siguiente cuadro (tabla 4.2.1.3.1):

<p>Medioambientales</p>	<ul style="list-style-type: none"> • La relación entre la radiancia y el parámetro de calidad del agua de interés es lineal • La signatura espectral del parámetro de calidad del agua de interés debe ser única • Las condiciones atmosféricas sólo sufren pequeños cambios dentro de la escena analizada • La profundidad de la masa de agua es mayor que la profundidad de penetración de la energía electromagnética utilizada • La concentración vertical del parámetro de calidad del agua de interés es constante
<p>Datos</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Escena única, con la mayor variación posible en radiancia dentro de la masa de agua • Múltiples puntos de muestreo en todas las masas de agua diferenciadas dentro de la escena • Número total de muestras de agua mucho mayor que el número de bandas utilizadas en el análisis de regresión como variables independientes • Secuencia de muestreo adecuada en función del comportamiento hidrodinámico de la masa de agua • Recogida simultánea de todas las muestras de agua, coincidente con el momento de adquisición de la imagen • Profundidad de muestreo constante • Técnicas de análisis en laboratorio consistentes para todas las muestras de agua

Tabla 4.2.1.3.1. Condiciones recomendadas para el uso de la regresión lineal múltiple para la cuantificación de parámetros de calidad del agua utilizando radiancias en diferentes bandas como variables independientes (adaptado de Whitlock et al. 1982).

La primera condición medioambiental para la aplicación de esta técnica es que la relación entre la radiancia y el parámetro de calidad del agua sea lineal, puesto que la regresión múltiple genera ecuaciones lineales; si la relación entre las variables independientes y dependiente no fuera lineal sería necesario utilizar algún otro método estadístico o transformar sus valores de alguna forma para conseguir esa linealidad (mediante modelos logarítmicos o polinómicos). Por ello, un requisito previo a la aplicación

de la regresión múltiple es examinar la relación entre la variable dependiente y las independientes para comprobar si es lineal.

También es necesario que el parámetro de calidad del agua que se pretende estudiar afecte a la respuesta espectral de una forma diferente a todos los demás, al menos en alguna banda de la imagen, y ese efecto no debe cambiar en función de las condiciones ambientales, puesto que entonces no existiría una única ecuación que representara la relación entre las variables.

Es importante comprobar que las condiciones atmosféricas sólo sufren pequeños cambios dentro de la escena, de manera que su contribución a la radiancia de la imagen se pueda considerar constante para todos los puntos de muestreo y por tanto no afecte al modelo derivado por regresión. En nuestro caso, debido a las pequeñas dimensiones del área de estudio, se puede considerar que la variación espacial de las condiciones atmosféricas es mínima.

La profundidad de la masa de agua tiene que ser mayor que la profundidad de penetración de la energía electromagnética utilizada, puesto que en caso contrario la radiancia que alcanza el sensor proviene más del material de fondo que del interior de la masa de agua y por tanto no contiene información sobre su composición. Por ello, a la hora de recoger los datos "in situ", es fundamental medir la profundidad del disco de Secchi y utilizar en el análisis sólo aquellas muestras de agua en las que este valor sea inferior a la profundidad de la masa de agua. También es importante contar con información batimétrica de la zona de estudio para enmascarar en el mapa resultante las zonas de poca profundidad, para las cuales el resultado de la aplicación de la ecuación no muestra realmente la concentración del parámetro estudiado.

Por otra parte, si se pretende que los datos obtenidos sean realmente representativos de la calidad global de la masa de agua, es necesario que la concentración vertical del parámetro de calidad del agua de interés sea constante. Hay que tener en cuenta que los datos obtenidos a partir de las imágenes de satélite provienen exclusivamente de la capa superior de la masa de agua, hasta la profundidad de penetración de la energía electromagnética en función de su longitud de onda (ver apartado 2.2.1); por tanto, si la concentración de los diferentes elementos presentes en el agua varía con la profundidad, la información obtenida a partir de la imagen de satélite sería sólo válida para la zona más superficial.

Respecto a los datos utilizados, la primera condición es trabajar con una escena única para asegurar que las condiciones atmosféricas y de iluminación de todas las zonas de la imagen son lo más parecidas posible. Si se trabaja con escenas de órbitas (*path*) diferentes, al haber sido adquiridas necesariamente en fechas diferentes, mostrarían condiciones atmosféricas y de iluminación distintas; por otra parte, si se utilizan varias escenas pertenecientes a la misma órbita, la zona representada es tan grande que es difícil asegurar que las condiciones atmosféricas sean similares.

Es importante contar con el máximo número de puntos de muestreo posible, que además deben representar todos los tipos de agua diferenciados dentro de la escena. En el análisis de regresión múltiple, en general, cuanto mayor sea el tamaño de la muestra, más fiables serán los resultados obtenidos. Para poder aplicar este método se necesitan, como mínimo imprescindible, tantos valores como variables intervengan en el modelo (incluida la variable dependiente), pero en general se exigen al menos cinco muestras por cada variable (Allison 1999, pág. 9). La razón por la que se requieren tantos datos es que el coeficiente de correlación “*r* no es una buena medida de la precisión del modelo cuando el número de coeficientes estimados se aproxima al número de observaciones experimentales” (Whitlock et al. 1982, pág. 156), por lo que o bien se cuenta con un muestreo lo suficientemente amplio o se limita el número de variables independientes (bandas espectrales) utilizadas en el análisis. Además, las muestras recogidas deben representar todo el rango de valores de cada parámetro de calidad del agua en la zona de estudio, pues una ecuación derivada por regresión múltiple sólo permite predecir valores dentro del rango de los utilizados para calcularla, ya que es imposible asegurar que la relación entre las variables se mantiene igual para valores superiores o inferiores.

Con el fin de que las muestras de agua sean realmente representativas del estado de la masa de agua reflejado en la imagen, la secuencia de muestreo debe adecuarse a su comportamiento hidrodinámico. Lo ideal sería realizar el muestreo con el agua lo más quieta posible, pero como debe ser simultáneo a la adquisición de la imagen, ello no siempre es posible y hay que diseñar el esquema de muestreo teniendo en cuenta la velocidad y dirección de circulación del agua. En general, el muestreo debe hacerse en dirección contraria al movimiento de la masa de agua, ya que el desplazamiento del barco que recoge las muestras y el de la masa de agua se superponen y, si coincidieran, todas las muestras se tomarían en el mismo tipo de agua por lo que no quedaría reflejada la variabilidad real en la calidad de la masa de agua.

Por otra parte, la recogida de muestras debe realizarse lo más simultáneamente posible a la adquisición de la imagen, para asegurar que los valores de radiancia extraídos

de la imagen se corresponden realmente con las muestras de agua. Cumplir este requisito es bastante complicado, ya que la imagen se adquiere de forma casi instantánea y sería necesario contar con un número muy elevado de barcos y operadores para recoger las muestras de forma simultánea. Aunque en la bibliografía revisada se encuentran ejemplos, en masas de agua relativamente estables, de hasta varios días de diferencia en la recogida de muestras, lo recomendable es que la diferencia horaria entre la recogida de muestras y la adquisición de la imagen sea lo menor posible para asegurar la correspondencia entre las muestras analizadas y los valores reflejados por la imagen.

Finalmente, para asegurar la consistencia de los datos, es necesario que todas las muestras se recojan a la misma profundidad (por supuesto, dentro de la zona de penetración de la energía electromagnética que se vaya a utilizar), y que las técnicas de laboratorio utilizadas para el análisis de todas las muestras de agua sean iguales, incluso en las campañas realizadas en diferentes fechas. En el caso que nos ocupa la consistencia de los datos de cada campaña está asegurada, al realizarse el análisis de todas las muestras con las mismas técnicas y en el mismo laboratorio. Sin embargo, las muestras de diferentes campañas han sido analizadas en distintos laboratorios, lo que podría suponer un problema para la consistencia de los datos en el análisis multitemporal, que se abordará más adelante.

Como técnica estadística que es, la regresión lineal múltiple se basa en una serie de supuestos, condiciones que deben cumplirse para tener la seguridad de que los resultados obtenidos son a la vez insesgados y eficientes, y que además los test que se aplican para conocer el grado de significación de los resultados son válidos. Un método de estimación se considera insesgado si no produce de forma sistemática estimaciones demasiado altas o bajas (es decir, si “en conjunto”, las estimaciones demasiado altas y las demasiado bajas se compensan). Por supuesto, no es suficiente que un método sea insesgado; también debe ser eficiente, es decir, presentar la menor variación posible de las estimaciones alrededor del valor real, lo cual se mide a través del “error estándar de la estimación”. Los métodos eficientes tienen el error estándar de la estimación más pequeño posible.

Siguiendo a Allison (Allison 1999, capítulo 6), los **supuestos o condiciones que se deben cumplir para asegurar que la regresión múltiple es el mejor método de estimación y que es a la vez insesgado y eficiente son cinco:**

1. Linealidad.
2. Independencia de la media de los residuos (la media de los residuos debe ser 0).
3. Homoscedasticidad de los residuos.

4. Residuos incorrelados.
5. Distribución normal de los residuos.

A continuación explicaremos brevemente estos supuestos, poniendo el énfasis sobre todo en las consecuencias que para la interpretación de los resultados tendría el no cumplimiento de cada uno de ellos.

1. El modelo de regresión múltiple asume que la variable dependiente es una función lineal de las variables independientes más una perturbación aleatoria U (residuo):

$$Y = A + B_1X_1 + B_2X_2 + \dots + B_nX_n + U$$

U se puede interpretar como ruido aleatorio que perturba la relación entre las X y la Y; también puede interpretarse como el efecto combinado de todas las variables que afectan a Y y que no han sido incluidas en el modelo.

Todos los siguientes supuestos se refieren a este término U, los residuos, ya que lo que se pretende es estimar los valores de los coeficientes A y B que den lugar a un modelo eficiente e insesgado, lo que no puede hacerse si no se pone alguna restricción al término aleatorio U.

2. El segundo supuesto en el que se basa el modelo de regresión múltiple es que la media de los residuos no depende de las variables independientes, es decir, que las variables independientes no están relacionadas con la perturbación aleatoria U. Para obtener estimadores insesgados de B basta con suponer que la media de los residuos es un valor constante que no depende de las variables independientes, pero para obtener un estimador insesgado de A hay que suponer que la media de los residuos vale 0. Este supuesto es el más crítico de todos, porque si no se cumple se pueden producir importantes sesgos en los coeficientes, y además existe la posibilidad real de que no se cumpla por varias razones, como por ejemplo no haber incluido en el modelo alguna variable independiente importante que afecte a la variable dependiente, o por existir errores de medición en las x (el error de medición de las variables independientes se añade a la perturbación aleatoria U y hace que U esté relacionado con las x).
3. La regresión múltiple asume la homoscedasticidad de los residuos, es decir, que la varianza de los residuos no depende de las variables independientes; el grado de perturbación aleatoria es siempre el mismo, independientemente del valor de las variables independientes. La heteroscedasticidad, si existiera, no produce sesgo en la estimación de los coeficientes, pero sí tiene dos importantes consecuencias:

- Ineficacia: las estimaciones no tienen los errores estándar más pequeños posibles porque la regresión múltiple da el mismo peso a todas las observaciones cuando en realidad las observaciones con mayor varianza residual contienen menos información.
 - Los errores estándar están sesgados, y eso produce sesgo en los tests de significación que se aplican a los resultados y en los niveles de confianza de esos resultados, lo que puede llevar a conclusiones erróneas. De todas formas y afortunadamente, la heteroscedasticidad tiene que ser muy severa para producir un sesgo importante en los errores estándar.
4. El cuarto supuesto del modelo de regresión múltiple es la no existencia de autocorrelación en los residuos. El término U en la ecuación lineal es una variable aleatoria diferente para cada individuo de la muestra, y estas variables deben estar incorreladas. Las consecuencias del no cumplimiento de esta condición son iguales que las del supuesto anterior: aunque los coeficientes siguen siendo insesgados, serán ineficientes y sí que se producirá sesgo en los errores estándar, lo que es más serio. En este caso, de no cumplirse, normalmente los errores estándar están sesgados a la baja, por lo que los valores de los test de significación aplicados al modelo se sesgarán al alza y existe la tendencia a considerar que los coeficientes de regresión son significativos cuando en realidad no lo son.
5. El modelo de regresión múltiple supone que la distribución de los residuos es normal. Esta suposición es importante porque en ella se basa el uso de la tabla t para el cálculo de los niveles de confianza de los coeficientes de regresión. De todas formas, esta condición no tiene la misma importancia cuando la muestra es grande que cuando es pequeña. Cuando la muestra es grande, no es un requisito importante porque se aplica el teorema central del límite. Pero cuando la muestra es pequeña sí que lo es, y entonces hay que asegurarse de su cumplimiento aplicando algún test de normalidad a los residuos, aunque estos test son menos fiables cuanto más pequeña es la muestra, que es cuando más se necesitan. En definitiva, cuando la muestra es pequeña hay que tener cuidado a la hora de interpretar los niveles de significación para compensar que los valores de p calculados sean sólo aproximados. Para evitar errores de tipo I (rechazar la hipótesis nula H_0 cuando es verdadera, es decir, considerar no significativo un coeficiente cuando sí lo es), se deben usar criterios más exigentes y considerar significativos sólo aquellos

coeficientes de regresión que alcancen un valor de p inferior a 0.01 en lugar de 0.05 que es lo habitual.

En resumen, el cumplimiento de los dos primeros supuestos asegura que los coeficientes de regresión estimados por el modelo son insesgados; los requisitos tercero y cuarto aseguran que los coeficientes de regresión son eficientes, mientras que la quinta y última condición asegura que se pueden aplicar test de significación a los coeficientes de regresión utilizando la tabla t y que por tanto podemos conocer sus niveles de confianza.

Existen numerosas posibles **fuentes de error en el análisis de regresión múltiple**, aunque la mayoría de ellas sólo son críticas cuando este método se utiliza para estudios causales; cuando la regresión múltiple se utiliza con fines predictivos (o para la espacialización), que es el caso que nos ocupa, sus efectos son mucho menos dramáticos, y las condiciones necesarias para su aplicación son menos severas. De todas estas fuentes de error, comentaremos aquí las que pueden tener efecto en esta aplicación concreta:

- Omisión en el modelo de variables independientes que influyen en la variable dependiente y que están correlacionadas con alguna de las variables independientes sí incluidas en el modelo; esta circunstancia produce sesgo (estimaciones de los coeficientes de regresión para las diferentes variables incluidas en el modelo demasiado altas o bajas) y resultados falsos, espurios; en nuestro caso puede ocurrir debido a la selección de modelos que no incluyen todas las bandas de la imagen de satélite, dada la alta correlación existente entre las diferentes bandas de cada imagen.
- Errores en la medición de las variables independientes. Si existen errores en la medición de una variable independiente, por cada valor medido de esa variable pueden existir varios valores diferentes de la variable verdadera. En un modelo de regresión simple, con una sola variable independiente, la existencia de este error de medición tenderá a acercar el coeficiente de regresión a cero. En los modelos de regresión múltiple el sesgo producido por este problema es más difícil de predecir, aunque lo más frecuente es que los coeficientes de las variables con mayor error de medición se subestimen, mientras que los coeficientes de las variables con menor error de medición se sobreestimen (Allison 1999, pág. 55). En el caso que nos ocupa, existe evidentemente un error en la medición de las variables independientes, que incluye el ruido del sensor además del efecto de la atmósfera, la geometría de la observación, etc. Para evitar este problema, se recomienda (Whitlock et

al. 1982, pág. 156) que las experiencias que utilizan teledetección para el cálculo de parámetros de calidad del agua cumplan la condición $\sigma^2_{\text{Rad}}/\sigma^2_{\text{N}} \geq 10$, es decir, que la varianza de los valores de radiancia en los puntos de muestreo sea al menos 10 veces la varianza del ruido del sensor. En nuestro caso, es prácticamente imposible asegurarnos de cumplir esta condición, ya que en nuestras aguas el rango de valores de radiancia es bastante limitado. Por otra parte, el ruido en una escena Landsat (4 ó 5) TM puede llegar a ser de hasta 2 valores digitales (Nichol & Vohora 2004). La única opción que se nos presenta entonces para reducir el ruido del sensor es utilizar la media de una ventana de varios píxeles alrededor del que contiene el punto de recogida de la muestra de agua, como hemos hecho.

- El tamaño de la muestra puede ser también una fuente de error en el análisis de regresión múltiple, en relación con la significación estadística de los coeficientes de regresión del modelo. Si la muestra es pequeña y un coeficiente es estadísticamente significativo, Allison (Allison 1999, pág. 57) recomienda aceptarlo como tal, pero si un coeficiente no es significativo considera que no es prueba suficiente de falta de relación entre las variables. Por otra parte, cuanto más pequeña es la muestra, menos exactos son los resultados de los test de significación, de forma que debemos ser más exigentes y reducir el valor de p para considerar un coeficiente significativo (por ejemplo, utilizar el valor de p de 0.01 en lugar del más frecuentemente usado de 0.05). También existen problemas si la muestra es demasiado grande, ya que en ese caso cualquier variable que se introduzca en el modelo puede resultar estadísticamente significativa, aunque no presente un efecto real sobre la variable dependiente. Aunque es muy difícil poner un límite numérico a lo que se considera una muestra pequeña o grande, en nuestro caso, con tamaños de muestras entre 22 y 39, estamos claramente en el caso de muestras pequeñas y tendremos que aplicar las recomendaciones de Allison que acabamos de comentar a la hora de interpretar los resultados del análisis de regresión.
- Alta correlación entre las variables independientes. Es normal que exista una cierta correlación entre las variables independientes incluidas en un modelo de regresión múltiple, pero si esta correlación es muy alta se produce multicolinealidad, cuyo efecto fundamental es hacer que los coeficientes de regresión de las dos variables correlacionadas sean no significativos, aunque si elimináramos una de las variables del modelo el coeficiente de regresión de

la otra sería altamente significativo. La cuestión entonces es a partir de qué valor de r la multicolinealidad se convierte en un problema. Allison (Allison 1999, pág. 64) considera que es un problema serio cuando la correlación entre dos variables independientes es superior a 0.8, aunque pueden aparecer dificultades en la interpretación de los resultados con coeficientes de correlación inferiores a ese valor. En nuestro caso, la multicolinealidad es ciertamente una amenaza, ya que las diferentes bandas de una imagen de satélite suelen estar muy correlacionadas entre sí, y especialmente las bandas adyacentes en el espectro electromagnético. Para hacer frente a este problema habrá que seleccionar el modelo definitivo cuidadosamente, haciendo varios ensayos con diferentes combinaciones de variables independientes, así como estudiar cuidadosamente la tolerancia, parámetro indicador de la multicolinealidad entre variables independientes que comentaremos más adelante. De cualquier forma, cuando el fin principal del modelo es la predicción de los valores de la variable dependiente, la multicolinealidad no es un problema tan crítico, aunque siempre es deseable utilizar el modelo más simple que proporcione un resultado suficientemente bueno (Allison 1999, pág. 194).

- Muestras sesgadas. Si el proceso de selección de la muestra no es realmente aleatorio, existe la posibilidad de que esté sesgada y no sea una buena representación de la población que se pretende estudiar. En ese caso, los resultados obtenidos para la muestra no pueden generalizarse a toda la población. En este trabajo, la ubicación de las muestras no se ha realizado aleatoriamente en el sentido de elegir su posición a través de una tabla de números aleatorios o procedimiento similar, pero al ser áreas reducidas y distribuir los puntos de forma aproximadamente equidistante por toda la superficie, creemos que la posibilidad de que la muestra esté sesgada es remota.

Debido a la disponibilidad de 6 posibles variables independientes en cada experiencia (las seis bandas no térmicas del sensor Landsat 5 TM), y dada la alta correlación existente entre algunas de ellas que puede ocasionar problemas de multicolinealidad, es necesario adoptar algún criterio que permita **elegir el mejor modelo de regresión de entre todos los posibles**. Existen métodos automáticos para la selección de las variables independientes que se deben incluir en el modelo, y varios de ellos están implementados en los paquetes estadísticos más utilizados, entre ellos el SPSS.

En concreto, SPSS ofrece tres métodos automáticos para seleccionar las variables a introducir en el modelo: *Por pasos*, *Eliminación hacia atrás* y *Selección hacia delante* (*stepwise*, *backward* y *forward*).

- **Por pasos:** En cada paso se introduce la variable independiente que no se encuentre ya en la ecuación y que tenga la probabilidad para F más pequeña, si esa probabilidad es suficientemente pequeña. Las variables ya introducidas en la ecuación de regresión se eliminan de ella si su probabilidad para F llega a ser suficientemente grande. Los umbrales de probabilidad de F para entrar o salir de la ecuación los fija el usuario; por defecto F para entrar es 0.05 y F para salir es 0.10. El método termina cuando ya no hay más variables candidatas a ser incluidas o eliminadas.
- **Eliminación hacia atrás:** En este procedimiento de selección de variables se introducen todas las variables independientes disponibles en la ecuación al principio y después se van excluyendo una tras otra. Aquella variable que tenga la menor correlación parcial con la variable dependiente será la primera en ser considerada para su exclusión. Si satisface el criterio de eliminación (probabilidad de F fijada por el usuario, por defecto 0.100), será eliminada. Tras haber excluido la primera variable, se pondrá a prueba aquella variable, de las que queden en la ecuación, que presente una correlación parcial más pequeña. El procedimiento termina cuando ya no quedan en la ecuación variables que satisfagan el criterio de exclusión.
- **Selección hacia delante:** Este procedimiento de selección de variables las va introduciendo de manera secuencial en el modelo. La primera variable que se considerará para ser introducida en la ecuación será aquella que tenga mayor correlación, positiva o negativa, con la variable dependiente. Dicha variable será introducida en la ecuación sólo si satisface el criterio de entrada (probabilidad de F menor que el umbral fijado por el usuario, por defecto 0.05). Si ha entrado la primera variable, se considerará como próxima candidata la variable independiente que no esté en la ecuación y cuya correlación parcial sea la mayor. El procedimiento termina cuando ya no quedan variables que satisfagan el criterio de entrada o cuando se han introducido todas.

En cualquiera de los métodos, todas las variables deben superar el criterio de tolerancia¹⁰ para que puedan ser introducidas en la ecuación. El umbral de tolerancia por defecto para entrar en la ecuación es 0,0001. Tampoco se introduce una variable si ello provoca que la tolerancia de otra ya presente en el modelo se sitúe por debajo del criterio de tolerancia.

Cuando se busca el mejor modelo de regresión para la estimación de los valores de la variable dependiente sin pretensión de hacer análisis causal, estos métodos son muy tentadores ya que evitan tener que generar todos los modelos posibles. En este caso, es preferible utilizar el método “hacia atrás”, para poder examinar la influencia de todas las variables independientes en la variable dependiente e intentar explicar el resultado (Allison 1999, pág. 93).

De todas formas, casi todos los autores consultados convienen en que los resultados de estos métodos automáticos de selección de variables son difíciles de interpretar y confusos cuando las variables independientes están correlacionadas entre sí, como es el caso que nos ocupa, ya que los criterios de selección relacionados con la multicolinealidad tienen poco peso (la tolerancia es muy pequeña). Estos métodos asumen que hay un solo modelo óptimo, cuando puede haber varios modelos suficientemente buenos en función de diferentes criterios (Daniel & Wood 1971, pág. 85).

A la vista de los problemas que plantean los métodos automáticos, para la selección de las variables independientes podemos seguir las indicaciones de Whitlock (Whitlock et al. 1982, pág. 166), que sugiere generar todos los modelos posibles a partir de las variables disponibles y después **seleccionar el mejor en función de los siguientes criterios:**

- $C_p / p \leq 1.0$
- $F / F_{cr} \geq 4.0$
- $\sigma \rightarrow 0$
- $r \rightarrow 1$

- $r \rightarrow 1$: el mejor modelo será aquel con mayor coeficiente de correlación múltiple, aunque hay que tener en cuenta que r y R^2 sólo son buenos indicadores de la

¹⁰ La tolerancia es un estadístico utilizado para determinar la cuantía en que están relacionadas unas variables independientes con otras, para ver si son colineales. Es la proporción de la varianza de cada variable independiente no explicada por las otras variables independientes presentes en la ecuación. Una variable con una tolerancia muy baja contribuye con muy poca información al modelo. Se calcula como $1 - R^2$ para la variable independiente cuando es pronosticada por las otras variables independientes ya incluidas en el modelo

precisión del modelo si el número de observaciones es mucho mayor que el número de variables independientes introducidas en el modelo;

- $\sigma \rightarrow 0$: el modelo más preciso para la estimación de los valores de los parámetros de calidad del agua será el que tenga el menor error estándar de la estimación; el error estándar de la estimación se interpreta como la desviación típica de la variable dependiente después de eliminarle el efecto de las variables independientes.
- $F / F_{cr} \geq 4.0$: si el modelo de regresión alcanzado se pretende utilizar con fines predictivos (o para espacializar), la F calculada en el análisis de varianza debe ser al menos 4 veces más grande que el valor crítico de F para el nivel de significación deseado (Whitlock et al. 1982, pág. 157). El cálculo de la F es el test de significación que se aplica al resultado de un análisis de regresión múltiple para la hipótesis nula de que todos los coeficientes de correlación son 0, es decir, que las variables independientes no añaden nada a la comprensión de la variable dependiente. Es un test global de todo el modelo, y si se rechaza la hipótesis nula (F calculada es mayor que el valor crítico de F), concluiremos que al menos un coeficiente es significativamente diferente de 0. Si no se rechaza la hipótesis nula, la interpretación es que las variables independientes no afectan a la variable dependiente.
- $C_p / p \leq 1.0$; según Daniel y Wood (Daniel & Wood 1971), el estadístico C_p (“*Total Squared Error*”, Error cuadrático total) permite evaluar la precisión del modelo, de forma que un valor bajo de C_p en combinación con un cociente $C_p / p \leq 1.0$ indican un buen ajuste del modelo sin sesgo. De hecho, estos autores consideran que este parámetro es el único indicador de sesgo en las ecuaciones del modelo. C_p mide el error cuadrático total, la suma del error debido al sesgo y el error aleatorio en todos los puntos que intervienen en el desarrollo del modelo. La fórmula para calcular C_p es (Daniel & Wood 1971, pág. 86):

$$C_p = \frac{RSS_p}{s^2} - (N - 2p),$$

donde RSS es la suma de cuadrados residual, s^2 es la media cuadrática residual de la ecuación que incluye todas las variables independientes, N es el tamaño de la muestra y p es el número de coeficientes de regresión en el modelo (incluyendo b_0), es decir, el número de variables independientes del modelo más uno.

Cuando en un modelo no existe sesgo, C_p es igual a p . Por eso se utiliza como indicador del grado de ajuste del modelo que el criterio $C_p / p \leq 1.0$.

Generar todas las ecuaciones posibles cuando se dispone de un número elevado de variables independientes puede ser una labor ingente. Con seis variables independientes, como es nuestro caso, existen 64 posibles modelos. Para reducir el número de modelos a calcular, Daniel y Wood (Daniel & Wood 1971, pág. 90) proponen generar en primer lugar el modelo con todas las variables independientes y observar el valor de t para cada una de las variables independientes¹¹. La variable con mayor valor de t debe entrar necesariamente en la ecuación, por lo que se reduce el número de modelos a calcular, ya que quedan excluidos todos los modelos que no la incluyan,

En conclusión, el primer criterio para seleccionar la ecuación de regresión "óptima" será $C_p/p \leq 1.0$ para conseguir el mínimo sesgo y $F/F_{cr} \geq 4.0$ para que se pueda utilizar para espacializar. Además, el valor de r será el mayor posible y el error estándar de la estimación deberá aproximarse a 0. Si se cumplen todas estas condiciones en varios de los modelos generados, entonces se debe seleccionar la ecuación que incluya el menor número de variables independientes, en nuestro caso bandas de la imagen.

Tras todas estas reflexiones, el **proceso de trabajo concreto con los datos disponibles en cada campaña de muestreo para generar la ecuación predictiva de cada uno de los parámetros de calidad del agua** ha sido el siguiente:

1. Realizar en primer examen de los estadísticos descriptivos básicos de todas las variables (parámetros de calidad del agua y valores extraídos de la imagen para los puntos de recogida de muestras), lo que permitirá comprobar la consistencia y coherencia de los datos, detectar posibles errores y realizar un análisis preliminar: rango de cada variable, forma de la distribución, posibles valores atípicos (outliers), etc. En este primer examen, además del cálculo de los estadísticos básicos para cada variable, se incluye un análisis de correlación entre todas las variables, que proporcionará la información de partida para la selección de las variables a incluir en el modelo (qué bandas de la imagen están más correlacionadas con los parámetros de calidad del agua, cuáles son más redundantes, etc.). Igualmente, se examinan los diagramas de dispersión entre los valores extraídos de las imágenes y los

¹¹ Test de significación para la hipótesis nula de que cada coeficiente de regresión vale 0, es decir, que esa variable independiente no influye en la variable dependiente. Cuanto más pequeño sea el valor de p asociado a un valor de t , mayor evidencia hay de que el coeficiente de regresión no es 0 y por lo tanto de que esa variable independiente debe incluirse en el modelo.

parámetros de calidad del agua, para verificar si la relación entre ellos es lineal o si se ajustaría mejor a un modelo logarítmico o exponencial. En todos los casos, independientemente de que la relación sea más o menos estrecha, el modelo lineal parece el más adecuado a la vista de los gráficos. Aun así, también, como recomienda Allison (Allison 1999), se ha realizado el análisis de correlación con el logaritmo y el cuadrado de las variables, dando siempre resultados inferiores a los obtenidos para los modelos lineales, por lo que a partir de ese momento nos hemos centrado exclusivamente en ese tipo de modelos.

2. Hacer el análisis de regresión múltiple para cada uno de los parámetros de calidad del agua, introduciendo en el modelo como variables independientes todas las bandas de la imagen (excepto la banda térmica); es decir, realizaremos, para cada variable dependiente, un primer análisis de regresión con todas las variables independientes. A partir de su examen decidiremos qué banda o bandas deben necesariamente incluirse en el modelo, y se generarán todos los modelos que la(s) contengan(n). Para todos los modelos generados se calculará su C_p , y se tabulará junto con su F calculada en el análisis de varianza y su $F_{crítica}$ para el nivel de significación 0.01 y 0.05, su coeficiente de correlación múltiple y el error estándar de la estimación. A partir de esta tabla se elegirá el mejor modelo. Dichas tablas, para todos los modelos generados, se presentan en el Anexo 1.

Una vez se haya seleccionado un modelo como más adecuado para una determinada fecha y parámetro, se examinará minuciosamente para comprobar el grado de cumplimiento de los diferentes supuestos en los que se apoya la regresión múltiple, sobre todo por las consecuencias que puede tener sobre su capacidad predictiva el no cumplimiento de esas condiciones.

4.2.1.4. Selección y aplicación de los modelos

Aunque se ha comentado en el apartado anterior, repasamos en primer lugar los criterios utilizados para la selección del mejor modelo (entendido como el de menor sesgo y mayor capacidad “predictiva”) de entre todos los desarrollados para cada parámetro de calidad del agua, información que se encuentra en el Anexo 1:

- $C_p / p \leq 1.0$ para conseguir el mínimo sesgo,
- $F / F_{cr} \geq 4.0$ para que se pueda utilizar con fines “predictivos”,
- mayor valor de r ó R^2 ,
- menor error estándar de la estimación, y
- menor número de variables independientes.

Los modelos finalmente seleccionados para cada fecha y parámetro de calidad del agua, en función de los criterios mencionados, se incluyen en el Anexo 2.

Una vez se ha seleccionado el mejor modelo siguiendo los criterios ya mencionados, se aplica la ecuación correspondiente a los datos de la imagen de satélite para la que se ha derivado, como una simple operación de álgebra de imágenes. En Idrisi Kilimanjaro se utiliza el *Image Calculator*, mientras que en ArcMap utilizaremos el *Raster Calculator* o la herramienta *Single Output Map Algebra*. En cualquiera de los dos casos, es evidente que sólo se debe aplicar el modelo a la zona de agua, por lo que un paso previo sería generar una máscara para cada imagen que separe la zona emergida de la cubierta de agua.

Para la generación de la máscara tierra-agua hemos seguido el método más simple, que es la segmentación de los valores de una sola banda, y que en nuestro caso ha proporcionado resultados satisfactorios para todas las fechas. Este método se basa en la gran absorción de la radiación infrarroja por parte del agua, de manera que los valores digitales de las zonas de agua en las bandas infrarrojas son muy bajos, mientras que los de las demás cubiertas presentes en la imagen son más altos. En las imágenes que presentan una importante superficie cubierta de agua, el histograma de estas bandas suele ser bimodal, presentando dos picos claramente diferenciados, de los que el primero se corresponde con los valores de la masa de agua y el segundo con el resto de cubiertas de la imagen. Como ejemplo, en la figura 4.2.1.4.1 se muestra el histograma de la banda 5 (infrarrojo medio) de la imagen de Huelva de fecha 25-11-1994.

Por tanto, para generar la máscara tierra-agua basta con especificar el valor umbral por debajo del cual se considera que todas las celdillas son agua. Para determinarlo, se observa el histograma y posteriormente se confirma el valor elegido en él mediante la consulta de los valores de la imagen en las zonas de aguas más turbias y/o cercanas a la costa. En el caso concreto de esta imagen (Ría de Huelva, 25-11-1994), la máscara se ha generado utilizando el valor digital 10 como umbral, como se observa en la figura 4.2.1.4.2.

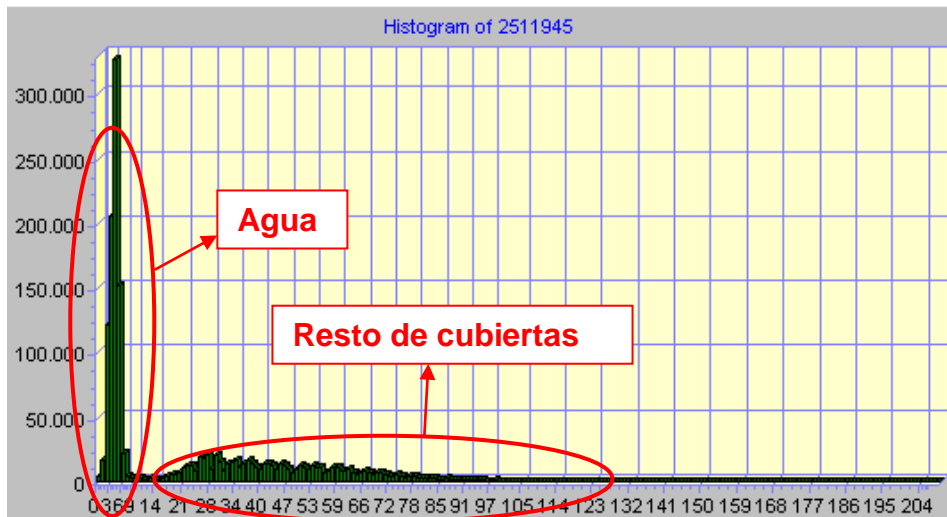


Figura 4.2.1.4.1. Histograma de la banda 5 (IRM) de la imagen de fecha 25-11-1994.

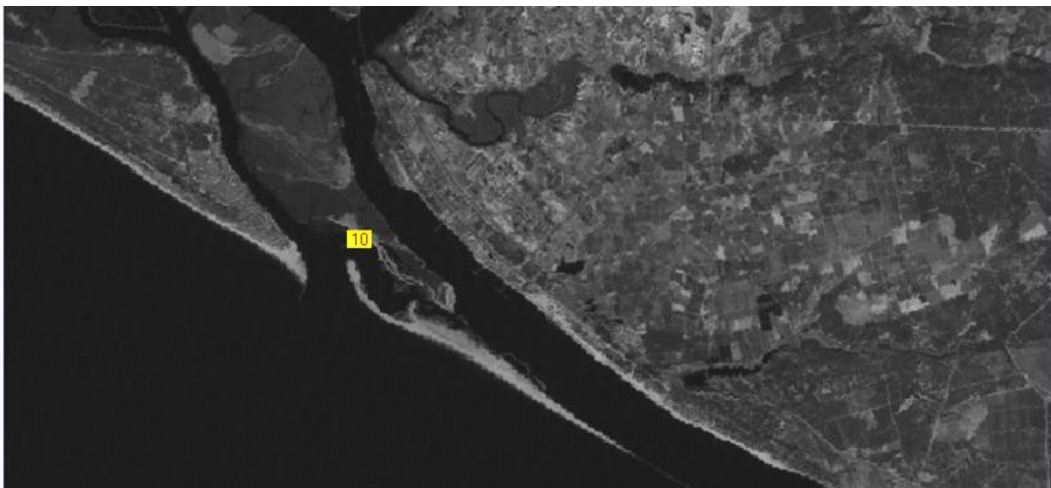


Figura 4.2.1.4.2. Determinación del umbral tierra-agua sobre la banda 5 de la imagen de fecha 25-11-1994.

Una vez establecido el umbral que separa la tierra del agua en la banda infrarroja, la máscara se genera por reclasificación, asignando el valor 0 a la zona de tierra (la que no nos interesa) y el valor 1 a la zona de agua. Esta operación la realizamos para algunas de las imágenes a través del módulo *RECLASS* de Idrisi Kilimanjaro, software que utilizamos en la primera parte del tratamiento de imágenes, como se muestra en la figura 4.2.1.4.3. Para otras utilizamos la herramienta *Reclassify* de ArcGis, y en ese caso dimos al agua valor 1 y a la zona emergida valor *NoData*.

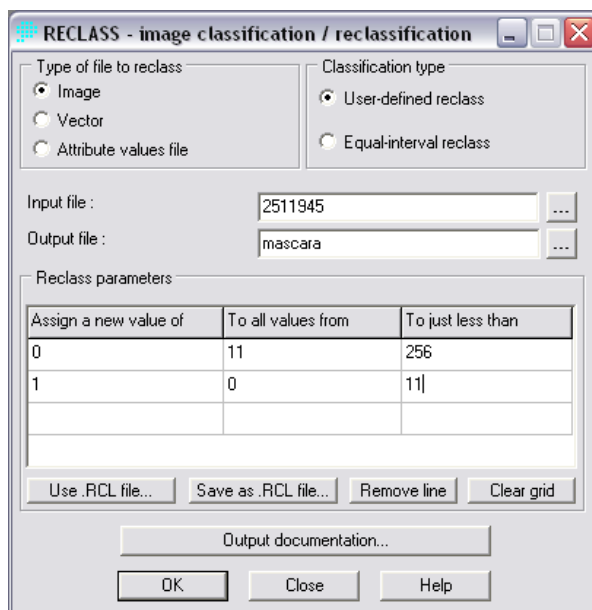


Figura 4.2.1.4.3. Reclasificación de la banda 5 para generar la máscara tierra-agua en Idrisi Kilimanjaro, para la imagen de fecha 25-11-1994.

Una vez preparada la máscara tierra-agua, se ha utilizado la herramienta *Raster calculator* de ArcMap (figura 4.2.1.4.4) para aplicar el modelo seleccionado para cada parámetro a la imagen correspondiente. Para que no se aplique el modelo a las celdillas de tierra, se ha especificado la máscara antes creada como máscara de análisis (reclasificada, cuando ha sido necesario, de manera que la tierra, que es la zona no deseada, tenga valor *NoData*).

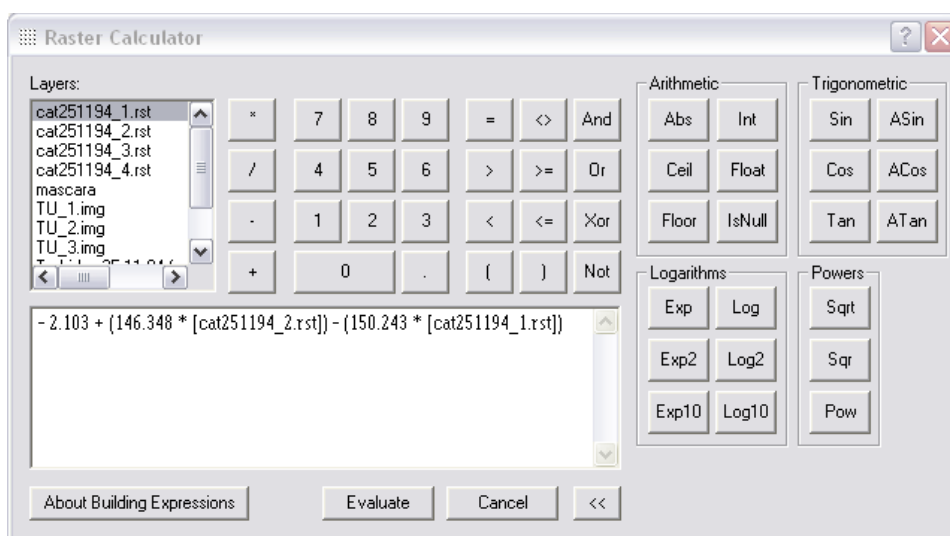


Figura 4.2.1.4.4. Uso de la herramienta *Raster Calculator* de ArcMap para el cálculo de valores de turbidez a partir de la imagen de fecha 25-11-1994.

Como resultado de esta operación se dispone de una nueva imagen que muestra en cada celdilla el valor del parámetro de calidad del agua (en este caso turbidez) calculado según la ecuación seleccionada (figura 4.2.1.4.5). Es el resultado de la espacialización de los valores que inicialmente eran puntuales, sólo para los puntos de toma de muestras, una imagen de valores continuos, a partir de la cual se generará la cartografía del parámetro de calidad del agua correspondiente.

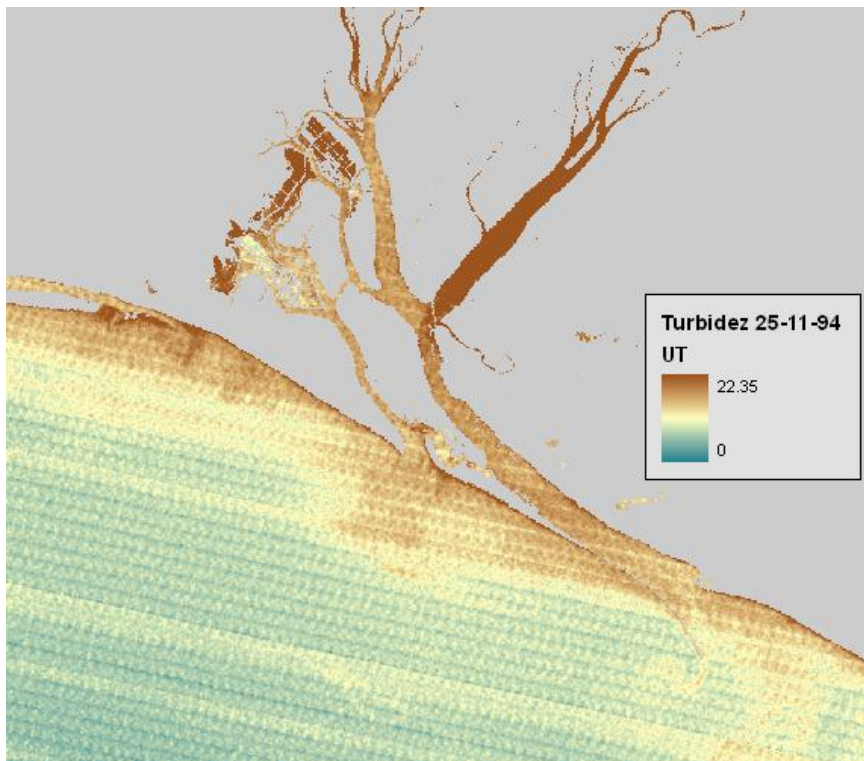


Figura 4.2.1.4.5. Valores de turbidez calculados a partir de la imagen de fecha 25/11/1994.

4.2.1.5. Cartografía de los parámetros de calidad del agua

A partir de la imagen generada mediante la aplicación del mejor modelo para cada fecha y parámetro, se produce la cartografía del parámetro de calidad del agua en cuestión, de la siguiente forma:

- Clasificación en intervalos de igual anchura, definidos para cada parámetro.
- Creación una paleta de color adecuada al parámetro cartografiado y al número de intervalos.
- Incorporación de los agregados cartográficos necesarios para la presentación final del mapa (título, escala, leyenda, etc.).

Los mapas generados para los diferentes parámetros de calidad del agua en las distintas fechas se presentan en el Anexo 4.

4.2.2. Desarrollo de modelos multitemporales

Para el desarrollo de modelos multitemporales, es necesario en primer lugar homogeneizar radiométricamente las imágenes. Para ello se ha utilizado el método propuesto por López y Caselles (López García & Caselles 1987), que pretende realizar únicamente una corrección relativa tomando como referencia una de las fechas a comparar, y no precisa una calibración absoluta, que no podemos hacer en nuestro caso debido a la falta de información sobre el estado de la atmósfera durante la adquisición de las imágenes, como se ha comentado ya.

Este método se basa en la localización sobre las imágenes de una serie de píxeles cuya reflectividad deba ser constante en el tiempo y, a partir de sus valores en la imagen tomada como referencia y en la imagen a corregir, se establece, por regresión lineal, los coeficientes para cada banda. Es conveniente que en esas zonas de reflectividad constante se incluyan cubiertas oscuras (sombras, aguas claras y profundas) y claras (suelo desnudo, asfalto, etc.) para asegurar que la ecuación resultante se pueda aplicar con seguridad a todo el rango de valores de la imagen.

En nuestro caso, la primera decisión que tuvimos que tomar fue cuál de las diferentes fechas debía tomarse como referencia para la corrección de las demás. Finalmente, para la zona de Huelva, nos decidimos por la imagen de fecha 25 de noviembre de 1994, por ser una de las que presenta mayor rango de variación en los valores digitales de todas las bandas, además de presentar una buena calidad radiométrica, haber conseguido buenos resultados en los modelos para el cálculo de los parámetros de calidad del agua, y disponer del máximo número de puntos de recogida de muestras. La imagen de fecha 9-7-1996 no se utilizó en el análisis multitemporal, dada su baja calidad radiométrica: presenta un escaso rango de variación en todas las bandas y un bandeado muy evidente que puede observarse en la Figura 4.2.2.1.

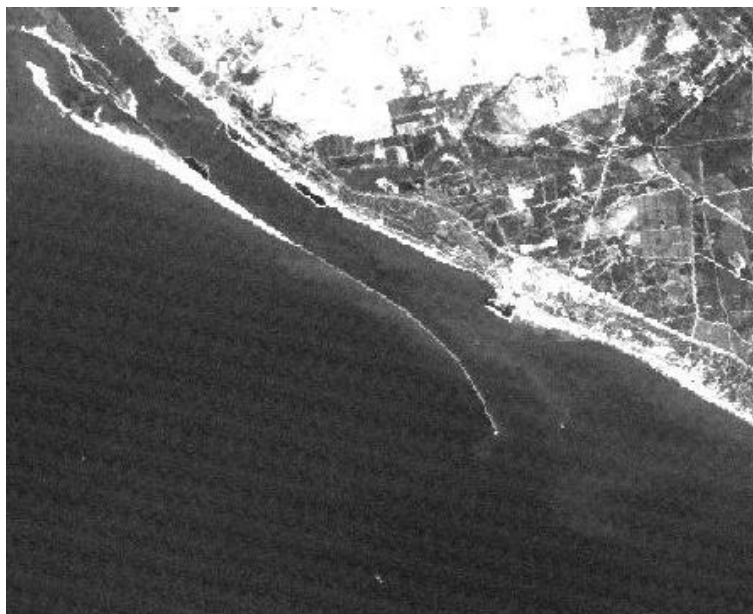


Figura 4.2.2.1. Fragmento de la banda 1 de la imagen de fecha 09/07/1996, que muestra el efecto de bandeo presente en la imagen.

El proceso de trabajo, realizado con el software Idrisi Kilimanjaro, ha sido el siguiente:

- Digitalización de una serie de polígonos en zonas de reflectividad invariable. En concreto se localizaron algunas zonas de agua profunda y clara, arena y un sector de las balsas de fosfoyesos.
- Rasterización de dichos polígonos y reclasificación, para darle valor 0 al fondo y 1 a todos los píxeles incluidos en cualquiera de los polígonos.
- Mediante el módulo *REGRESS* se calcula la ecuación de regresión correspondiente para cada fecha y banda, tomando como variable independiente la banda de la imagen a corregir y como variable dependiente la banda correspondiente de la imagen de referencia (la de fecha 25-11-1994).

Puesto que en los modelos multitemporales para los diferentes parámetros de calidad del agua se van a utilizar varias bandas, se ha considerado adecuado trabajar, para la normalización radiométrica, con las imágenes convertidas en valores de reflectividad aparente (tal como se explica en el apartado 4.2.1.1.2) en lugar de los valores digitales en bruto. Dado que el módulo *REGRESS* de Idrisi sólo permite trabajar con imágenes de valores enteros y las imágenes de reflectividad tienen valores reales, se han multiplicado por 1000 y se han redondeado al entero más próximo.

poder utilizarlos en el análisis estadístico para el cálculo de los modelos de los diferentes parámetros. Dichas operaciones son:

- Se aplica un filtro de media de tamaño 3x3 a cada banda.
- Se extraen los valores correspondientes a cada punto de muestreo a partir de todas las bandas de su imagen correspondiente.



Figura 4.2.2.3. Valores de reflectividad aparente (x 1000) en los puntos de muestreo de las campañas utilizadas en el análisis multitemporal, obtenidos de las imágenes a las que se ha aplicado la corrección atmosférica relativa.

Finalmente, se crea un fichero de SPSS con los valores de los parámetros de calidad del agua y los de las imágenes para cada punto de muestreo en las cinco imágenes consideradas. Dicho fichero tiene 12 variables (identificador de cada punto, sólidos en suspensión, turbidez, clorofila a, clorofila b, clorofila c y valor en las bandas 1, 2, 3, 4, 5 y 7) y 158 casos (todos los puntos de muestreo para todas las fechas).

El análisis estadístico de los datos es similar al realizado para cada fecha por separado:

- Análisis descriptivo de todas las variables para asegurar su consistencia y detectar valores atípicos. En este análisis se incluye la matriz de correlaciones de todas las variables y los diagramas de dispersión de los parámetros de calidad del agua frente a los valores de las imágenes, para verificar la forma de la relación.

- Análisis de regresión múltiple para cada uno de los parámetros de calidad del agua, introduciendo en el modelo como variables independientes todas las bandas. A partir de los resultados obtenidos se decidirá qué banda o bandas deben necesariamente incluirse en el modelo, y se generarán todos los modelos que la(s) contengan(n). Para todos los modelos generados se calculará su C_p , y se tabulará junto con su F calculada en el análisis de varianza y su $F_{crítica}$ para el nivel de significación 0.05, su coeficiente de correlación múltiple y el error estándar de la estimación, tal como aparecen en el Anexo 1. A partir de esta tabla se elegirá el mejor modelo para cada parámetro de calidad del agua, que se muestran en el Anexo 2.

La aplicación de los modelos a las imágenes y el proceso de espacialización y generación de la cartografía se realizan de forma similar a la empleada en los análisis específicos para cada fecha (ver apartados 4.2.1.4 y 4.2.1.5). Los mapas resultantes se incluyen en el Anexo 4.

Para concluir este apartado sobre el desarrollo de los modelos multitemporales, debemos decir que en algunos trabajos previos (Fernández-Palacios Carmona et al. 1994) hemos examinado la posibilidad de calcular modelos genéricos para los diferentes parámetros de calidad del agua que pudieran aplicarse de forma directa a cualquier imagen de la zona de estudio, sin necesidad de disponer de datos de muestreos simultáneos a la adquisición de la imagen. Es evidente el interés que tendría este tipo de modelos, al permitirnos ya no sólo espacializar (como hacen los que estamos describiendo) sino también, en un sentido amplio, predecir los valores de los parámetros de calidad del agua en situaciones diferentes. Sin embargo, los resultados obtenidos en esas experiencias anteriores nos confirman lo que ya habíamos deducido de la revisión de trabajos sobre el tema (ver apartado 2.4): en las aguas de tipo 2 en general pero especialmente en las aguas litorales (por su mayor dinamismo) la complejidad óptica es de tal magnitud que sólo podemos aplicar el método empírico y generar modelos que se basen en el uso de datos adquiridos en muestreos simultáneos a la adquisición de la imagen. Evidentemente, la utilidad de estos modelos es su capacidad de espacializar, estimando a partir de unos pocos valores puntuales, el valor de los diferentes parámetros de calidad del agua de forma continua para toda el área estudio.

4.3. Resultados y discusión

Comentaremos a continuación los resultados obtenidos por los modelos desarrollados para los diferentes parámetros de calidad del agua examinados; habiéndose discutido previamente los criterios para la selección del mejor modelo para cada fecha y parámetro, examinaremos aquí los mejores modelos para cada uno de ellos (que se presentan en el Anexo 2), haciendo referencia al cumplimiento de los requisitos establecidos, las bandas que intervienen y a su precisión a través del análisis de los errores en la estimación o residuos a la vez que se discutirán los factores que influyen y explican los resultados obtenidos. La cartografía de los diferentes parámetros de calidad del agua resultante de la espacialización a través de la aplicación de los mejores modelos para cada fecha y parámetro se presentan en el Anexo 4, junto con la distribución espacial de los residuos.

4.3.1. Turbidez

4.3.1.1. Modelos individuales

Para la estimación de la turbidez, en todas las fechas analizadas existe algún modelo que cumple todos los requisitos estadísticos establecidos excepto en la experiencia del 9 de julio de 1996. En ese caso concreto, no se cumple el requisito de que la F calculada sea al menos cuatro veces más alta que el valor crítico, lo que implica que el modelo tiene escasa capacidad de estimación de los valores de la variable dependiente. A la misma conclusión llegaremos si examinamos el valor del coeficiente de determinación (R^2), que para este modelo es de 0.13, lo que significa que el modelo sólo explica el 13% de la varianza de la variable dependiente. Igualmente negativos son los demás parámetros del modelo, especialmente el error estándar de la estimación, que equivale a más del 23% del rango de la variable. Buscando una explicación al escaso valor predictivo de todos los modelos derivados para esta fecha (ya que el que estamos comentando es el mejor), hemos examinado los valores de turbidez de las muestras de agua y hemos comprobado que no difieren de forma significativa en su rango de los de las otras fechas. Asimismo, hemos examinado las correlaciones entre los diferentes parámetros de calidad del agua medidos para esta campaña de muestreo, que aparecen en el Anexo 3, y tampoco destacan, frente a los de otras fechas, por ser los más altos ni los más bajos, lo que parece indicar que las relaciones entre los diferentes parámetros de calidad del agua entran dentro de lo habitual en esta zona. Por tanto, creemos que en este caso la explicación debe encontrarse en los

valores de la imagen. Lo cierto es que la calidad radiométrica de esta imagen en concreto deja bastante que desear, ya que está afectada por un bandeo muy evidente.

A excepción de esa experiencia, todas las demás fechas tienen algún modelo que cumple todos los requisitos estadísticos establecidos asegurando así que son insesgados y pueden usarse para la espacialización. El mejor modelo es el de la fecha 15-06-1993, que alcanza un coeficiente de determinación R^2 de 0.81, con un error estándar de 3.15 UT, lo que equivale a un 10.86% del rango de turbidez presente en la imagen. Es también el modelo más simple, ya que sólo incluye la banda 2, correspondiente al verde, que es la banda que se utiliza más frecuentemente para los algoritmos de cálculo de la turbidez por ser la que más penetra en la masa de agua (Bukata et al. 1995; Domínguez Gómez et al. 2011). El segundo mejor modelo es el del 25-11-1994; aunque ligeramente inferior al anterior en su coeficiente de determinación, y más complejo ya que incluye tanto la banda 1 como la 2, sin embargo presenta un error estándar de la estimación inferior, sólo 2.27 UT (9.10% de su rango). Los modelos para las otras dos fechas (09/09/1995 y 22/05/0996) incluyen ambas las bandas 1, 3 y 4; en este caso, la inclusión de la banda 4 se explica por ser la región del espectro en la que la luz sufre mayor atenuación.

Desde una perspectiva puramente estadística, estos resultados se pueden considerar buenos, ya que, siguiendo a José Antonio Domínguez refiriéndose a la evaluación de algoritmos de calidad del agua, “se considera que un algoritmo funciona cuando la correlación entre el valor que proporciona y las medidas de campo en una población estadísticamente significativa de puntos de muestreo (distribuidos espacial y temporalmente) es aceptable, a partir de un $R^2 > 0.65$ (es decir, que la varianza explicada por el algoritmo sea superior a un 65% de la varianza total en el conjunto de datos)” (Domínguez Gómez et al. 2011, p.203) . En este caso, son similares e incluso mejores que muchos de los obtenidos en la mayor parte de los trabajos consultados (ver 2.4.1.). Incluso superan con mucho a los logrados en algunos casos para aguas de tipo 2 con sensores de mucha mejor resolución espectral, como es el caso de MERIS aplicado a la cuantificación de la transparencia de las aguas en el Albufera de Valencia (Domínguez Gómez et al. 2011), por poner un ejemplo.

Los mapas resultantes de la aplicación de cada algoritmo a la imagen para la que se ha derivado junto con la distribución espacial de los residuos de cada modelo (expresados como porcentaje del rango de variación de la variable cartografiada para facilitar la comparación entre los resultados de los diferentes modelos) se encuentran en el Anexo 4. Se comentarán aquí algunos de ellos.

La imagen del 15 de junio de 1993 fue adquirida en situación de marea alta, y como consecuencia muestra una gradación de la turbidez de menos a más desde la zona litoral hacia el interior del estuario (ver figura 4.3.1.1.1.). En la zona de confluencia de los dos ríos se alcanzan valores entre 15 y 20 UT. Hacia el interior del río Tinto la turbidez aumenta rápidamente, pasando, frente a San Juan del Puerto a valores de más de 30 UT e incluso superiores a 40 UT en la zona final de la influencia mareal; sin embargo, al no haberse tomado muestras en esta zona (el punto de muestreo que más se adentra en el río Tinto es el 7, situado frente al Monasterio de La Rábida) no es posible evaluar la precisión de estas estimaciones; hay que tener en cuenta que, pese a corresponderse a una situación de marea alta y que ello puede explicar la acumulación de las aguas más turbias en la zona superior del estuario (empujadas por la marea entrante), también es muy posible que estos valores tan elevados de turbidez calculados por el modelo sean consecuencia, en parte, de la escasa batimetría de esta zona. En el río Odiel la turbidez desciende a menos de 15 UT a la altura del Muelle de Levante y continúa así en el último tramo de influencia mareal. Hay una zona intermedia de turbidez más elevada (25 a 30 UT) en torno a los muelles de Fertiberia. La representación sobre el mapa de los residuos del modelo (valor real menos valor estimado) nos permite evaluar en qué zonas se alcanza mayor precisión y en cuáles menos. En este caso, se observa que los residuos son pequeños en toda la zona central del estuario, y que los residuos máximos se encuentran en el tramo más alto del río Odiel, donde el modelo infravalora la turbidez del agua (en el caso del punto número 1, hasta en más de un 20% del rango). Sin embargo, en la zona sur del Canal del Padre Santo se encuentran algunos residuos negativos, que indican que el modelo sobreestima la turbidez; en este caso, consideramos que especialmente los puntos 15 y 18 pueden verse afectados por la batimetría de la zona, al corresponderse con valores bajos de turbidez reales pero encontrarse muy cercanos a la línea de costa.

El mapa correspondiente al 25-11-0994 (figura 4.3.1.1.2) muestra valores de turbidez muy bajos (por debajo de 5 UT) en todo el Canal del Padre Santo y el estuario del Odiel. Solamente se alcanzan valores superiores en el estuario del río Tinto, que en su zona central, frente al casco urbano de San Juan del Puerto, alcanza valores entre 15 y 20 UT. Los residuos son en general muy pequeños, destacando precisamente el error cometido en la cuantificación de la turbidez en el punto número 32, situado en la zona central del estuario del Tinto, donde el modelo infravalora la turbidez aproximadamente en 5 UT.

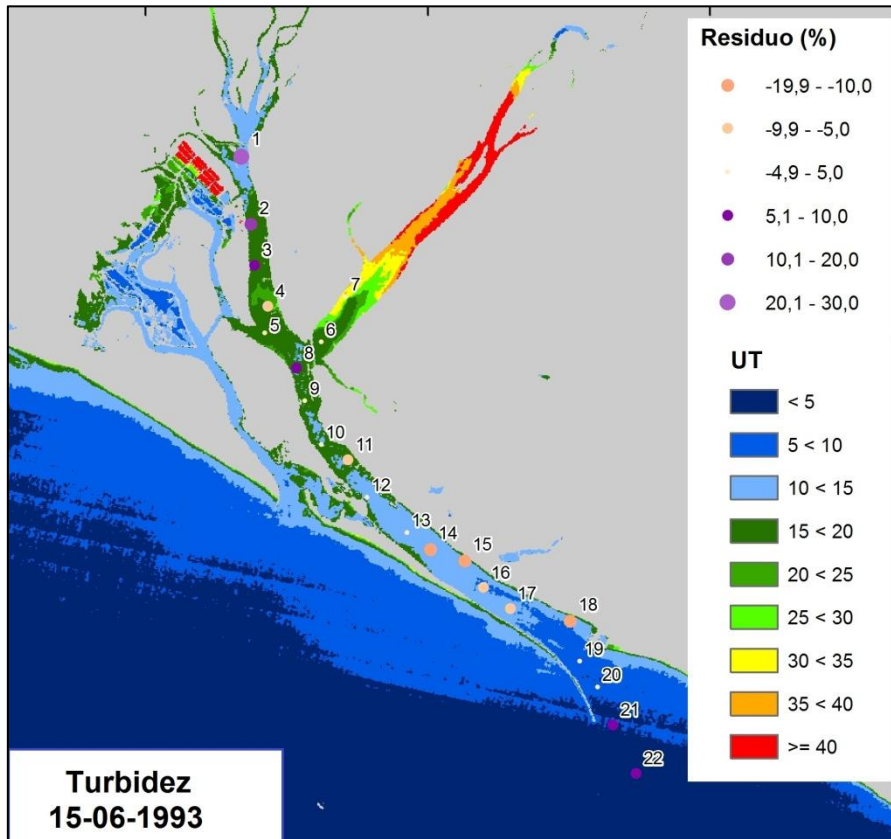


Figura 4.3.1.1.1. Cartografía de turbidez y residuos del modelo para la fecha 15-06-1993.

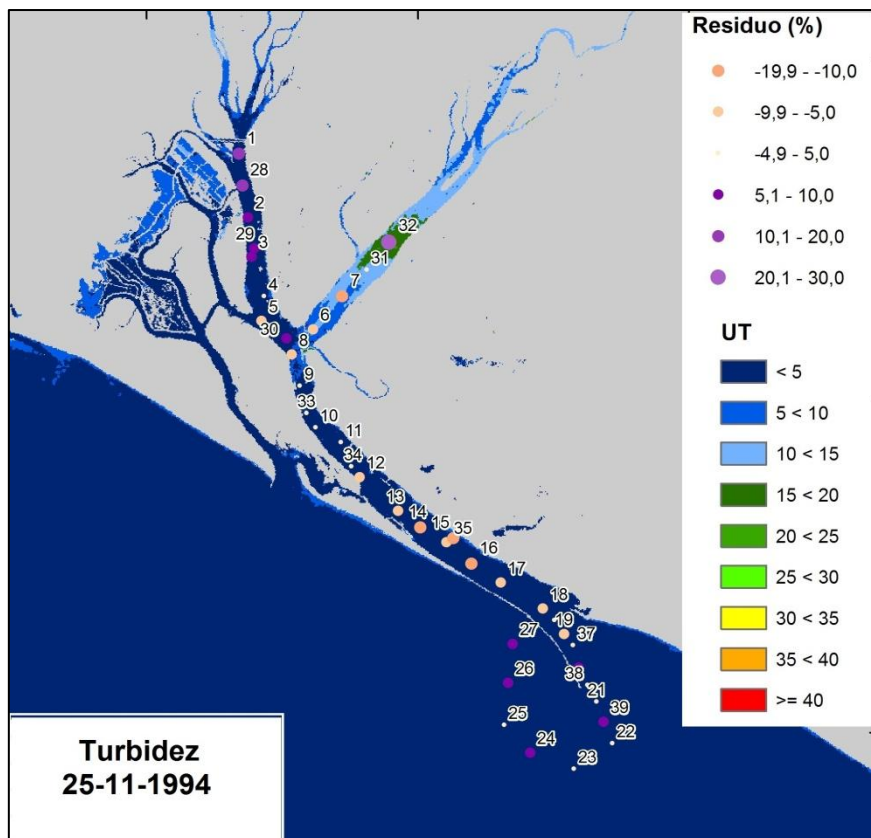


Figura 4.3.1.1.2. Cartografía de turbidez y residuos del modelo para la fecha 25-11-1994.

Para la campaña del 09-09-1995 (ver cartografía en el Anexo 4) los mayores residuos se localizan en la parte baja del estuario del Tinto (punto número 6, el de mayor valor de turbidez real, que el modelo estima en más de 16 UT menos) y en dos puntos situados en la zona superior del Canal del Padre Santo, cercana al punto de confluencia de los ríos Tinto y Odiel: el 9, donde el modelo calcula una turbidez casi 12 UT superior a la real, y el número 11, con un error similar en magnitud aunque de signo contrario.

En la experiencia del 22 de mayo de 1996 el residuo más alto corresponde al punto número 24, situado a la salida del Canal del Padre Santo, casi en el extremo del espigón, en el que la turbidez calculada es inferior a la turbidez real en unas 10 UT. También se encuentran residuos destacables en los puntos 6 y 7, situados en el tramo final del estuario del Tinto, con errores en torno a 5 UT, de diferente signo.

El examen de la cartografía de la distribución de los residuos del modelo en cada una de las fechas no parece indicar ningún patrón espacial en su disposición, lo cual nos parece muy interesante porque supone que no hay zonas del estuario más ni menos favorables para la estimación de los parámetros de calidad del agua a partir de imágenes de satélite.

La transparencia, expresada como profundidad del disco de Secchi sólo se midió en una de las campañas de muestreo (ya que en estas mediciones se emplea un periodo de tiempo mayor del que nos podíamos permitir para asegurar la simultaneidad del muestreo con la adquisición de la imagen, y por tanto sólo se pudo hacer en la campaña en la que se dispuso de más barcos), la del 15 de junio de 1993. En este caso, como esperaríamos (ya que la transparencia medida de esta forma proporciona información similar a la turbidez, que ya ha demostrado su relación con la reflectividad) hay varios modelos que cumplen todos los requisitos estadísticos (ver Anexo 1), pero el mejor desde el punto de vista de su capacidad predictiva es el que incluye las bandas 1 y 3. Los parámetros que nos permiten evaluar el modelo son ligeramente peores en éste que en el que cuantifica la turbidez medida en UT (con un coeficiente de determinación R^2 de 0.79 frente a 0.81 y un error estándar de 0.62 metros, que equivale al 14.6% del rango mientras que para la turbidez corresponde al 10.6% del suyo), lo que se debe a que éste parámetro es menos preciso, ya que su medición es subjetiva y sus valores cambian ligeramente en función de la persona que realiza la observación. En ese sentido, hay que mencionar que el coeficiente de correlación entre los dos parámetros que estamos comentando es de -0.745; lo suficientemente alto como para confirmar que existe relación entre ambos, que se refieren a la misma cualidad genérica del agua, pero no tanto como para considerar que la miden exactamente de la misma forma. Estamos convencidos de que, como se ha comentado, estas medidas son menos precisas y ello, junto con el tiempo necesario para realizarlas, hizo que en el resto de campañas de

muestreo no se tomaran datos de este parámetro. Todo esto explica igualmente que en el mejor modelo para este parámetro no intervenga la misma banda que en el seleccionado para la turbidez medida en UT (aunque evidentemente, también son bandas visibles).

Del análisis de los residuos del modelo y su distribución espacial se deduce que funciona mejor para las aguas más turbias, ya que los residuos más altos se encuentran en la zona exterior del estuario, donde el valor real de la profundidad del disco de Secchi se infravalora alrededor de un metro, como puede observarse en la figura 4.3.1.1.3.

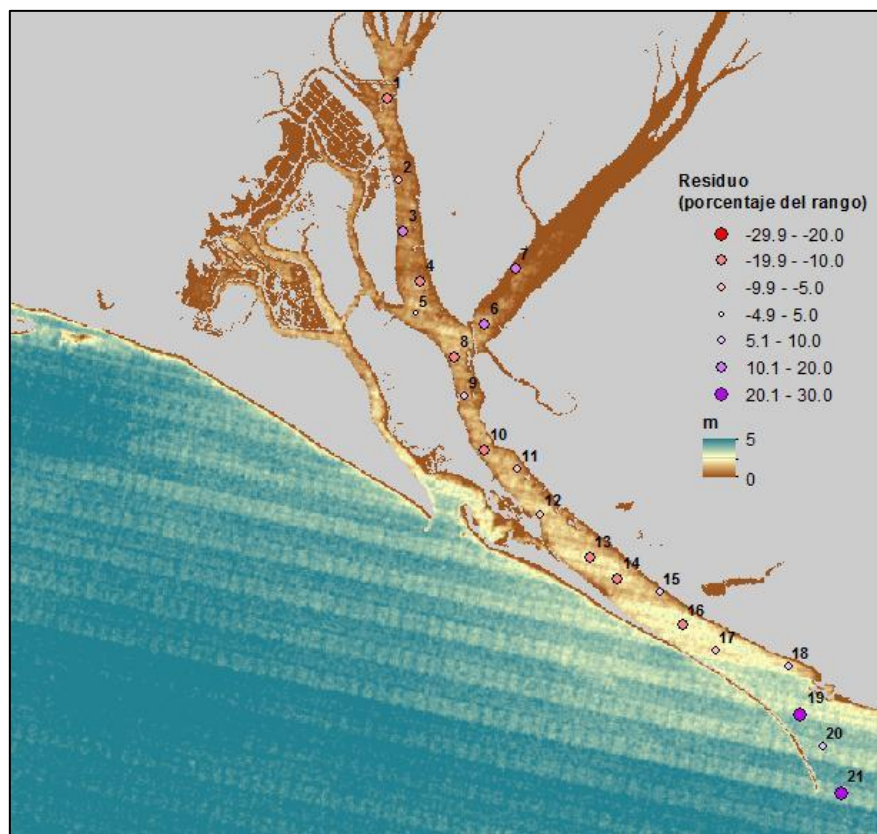


Figura 4.3.1.1.3. Distribución espacial de la profundidad del disco de Secchi y residuos del mejor modelo del 15-06-1993.

4.3.1.2. Modelo multitemporal

A partir de los datos de todas las fechas (excepto la del 9 de julio de 1996, por su mala calidad radiométrica ya comentada) normalizados radiométricamente a partir de zonas de reflectividad invariable (ver 4.2.2) se ha trabajado en la búsqueda de un modelo multitemporal que permita la cuantificación de la turbidez en todas las fechas disponibles, para evaluarlo en comparación con los modelos específicos de cada fecha. Estadísticamente supone trabajar con una muestra mayor (en el caso de la turbidez son 126

puntos de muestreo, frente a la fecha con mayor n, que es la del año 1994, con 39) y un mayor rango de variación de los valores de la variable dependiente. Eso supone la posibilidad de obtener modelos más estables y sólidos desde esta perspectiva estadística, aunque su rendimiento pueda ser menor en términos de error de estimación; en cualquier caso, es lo que pretendemos evaluar.

El mejor modelo multitemporal calculado para la turbidez incluye las bandas 1, 2 y 3, como cabría esperar por ser las bandas de la región visible; en los modelos específicos para cada fecha seleccionados a veces se incluye la banda infrarroja cercana, lo que se explica por ser todos modelos empíricos, pero tiene mucha más justificación desde la perspectiva de la signatura espectral del agua la participación exclusiva de las bandas visibles. Como hemos comentado, estadísticamente es un modelo mucho más estable y con más capacidad de estimación de los valores de la variable dependiente, lo que se demuestra por su valor de F, que supera en más de 40 veces el valor crítico para el nivel de confianza del 95%. Su coeficiente de determinación indica que este modelo es capaz de explicar el 73% de la varianza de la turbidez, lo que nos permite calificarlo estadísticamente como bueno (Domínguez Gómez et al. 2011) y el error estándar de la estimación es de 4.17 UT, equivalente al 10.5% del rango total de este parámetro.

A partir de la ecuación de este modelo multitemporal se han calculado los mapas de turbidez de cada una de las fechas estudiadas, que se incluyen en el Anexo 4 junto con la distribución espacial de los residuos para contribuir a la evaluación de los modelos, igual que se ha hecho para cada fecha individualmente.

En general, los mapas derivados mediante el mejor modelo multitemporal se parecen mucho a los generados con la mejor ecuación para cada fecha individualmente. Como ejemplo, se presentan en la Figura 4.3.1.2.1 los dos mapas para el 09-09-1995. Ambos son similares en líneas generales, aunque en este caso la ecuación multitemporal calcula concentraciones de turbidez ligeramente inferiores en el interior del estuario y superiores en las aguas litorales. Las diferencias más llamativas se encuentran en la parte superior del estuario del Odiel y en el estuario del Tinto, donde el modelo multitemporal produce resultados más bajos, y en la salida de las aguas del Canal del Padre Santo a la zona litoral, donde el modelo multitemporal calcula valores más elevados de turbidez. Recordemos que el modelo individual incluye las bandas 1, 3 y 4 mientras que el multitemporal incluye las tres bandas visibles.

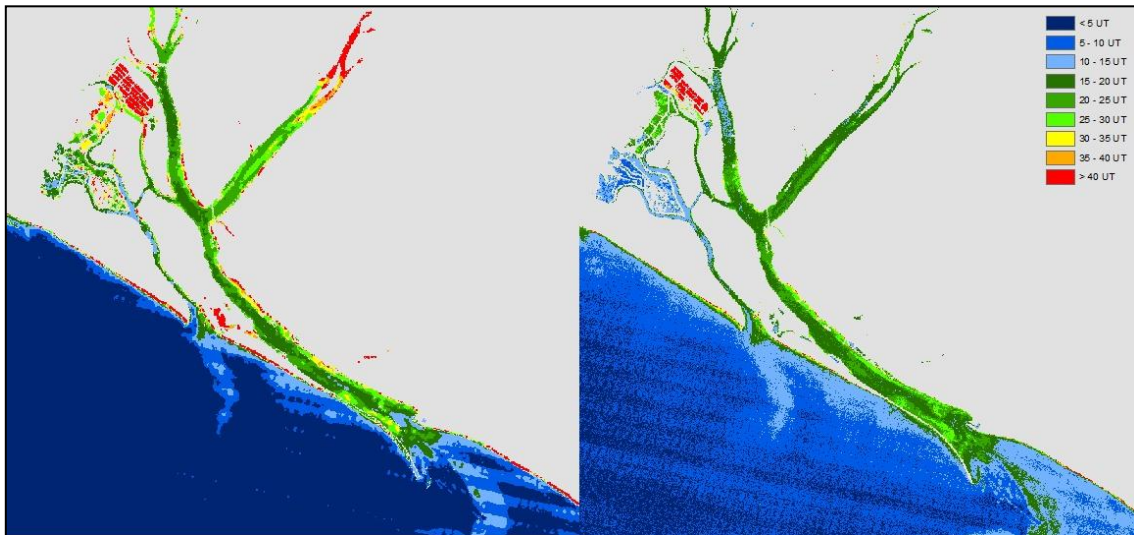


Figura 4.3.1.2.1. Cartografía de turbidez para el 09-09-1995 calculada a partir del mejor modelo individual (izquierda) y multitemporal (derecha).

En la experiencia del 22-05-1996 es en la que más diferencias observamos entre los resultados del modelo individual y los del multitemporal. Los compararemos aquí a través del gráfico que se presenta en la Figura 4.3.1.2.2, en el que se representan los valores reales de turbidez para cada punto de muestreo y las estimaciones para cada uno de ellos calculadas mediante los dos modelos.

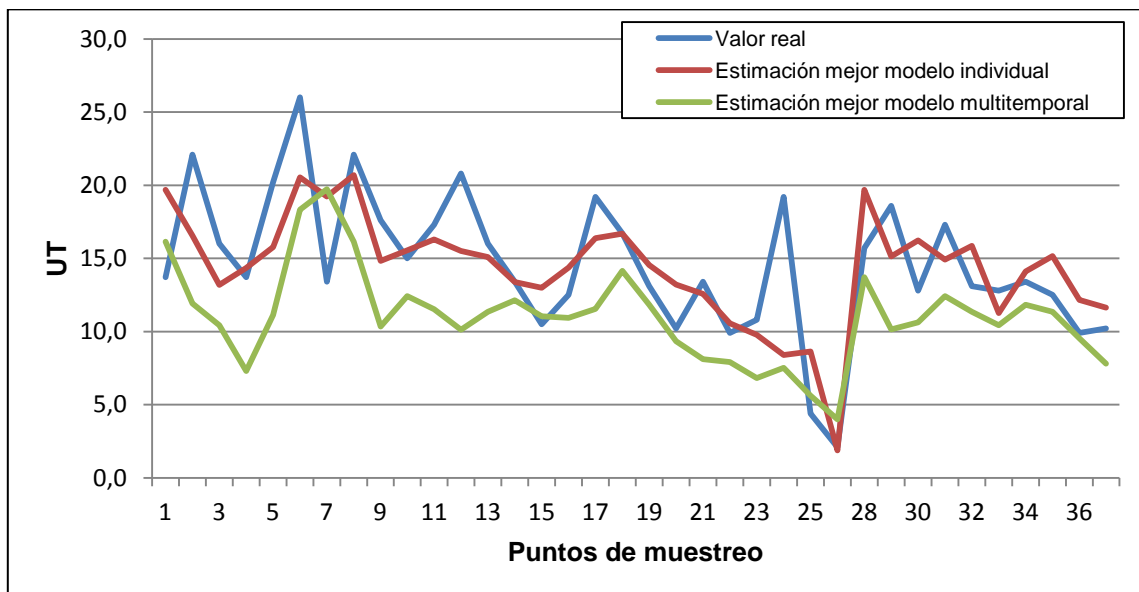


Figura 4.3.1.2.2. Valores de turbidez reales y estimados por los modelos para los puntos de muestreo del 22-05-1996.

En este caso concreto se observa claramente que el modelo individual consigue resultados bastante más precisos que el multitemporal. En concreto, el modelo multitemporal calcula normalmente valores más bajos que los reales, a excepción de los puntos 7, 15 y 26.

En conclusión, podemos decir que la turbidez es el parámetro de calidad del agua que más directamente influye su respuesta espectral (como ya sabíamos, ver apartado 2.2.) y por tanto es el que consigue mejores resultados en la mayoría de las experiencias realizadas. Ello se debe a que su sistema de medición y las unidades en las que se expresa (espectrofotómetro y unidades nefelométricas) son similares a la información que proporcionan los sistemas de teledetección. En ese sentido, por supuesto, se recomienda que siempre que se haga una campaña de recogida de muestras para el seguimiento de la calidad de una masa de agua se mida este parámetro, utilizando un espectrofotómetro y no solamente el disco de Secchi, por su mayor precisión y objetividad.

4.3.2. Sólidos en suspensión

4.3.2.1. Modelos individuales

Para la cuantificación de los sólidos en suspensión se dispone de una experiencia más que para los demás parámetros básicos de calidad del agua, ya que se analizaron también en la campaña de muestreo del 10 de octubre de 1989.

Siguiendo el procedimiento de trabajo descrito en el apartado 4.2.1.3., se han calculado todos los modelos para cada una de las fechas (Anexo 1) y se han seleccionado aquellos que, en función de los criterios establecidos (apartado 4.2.1.4.) se consideran los mejores (Anexo 2). Recordemos que nuestras reglas para la selección del mejor modelo buscan el menor sesgo y la mayor capacidad predictiva; por ello, la mayor parte de las veces los modelos seleccionados no son los que presentan mayor coeficiente de correlación o de determinación, aunque en los trabajos consultados sea éste a menudo el único criterio utilizado y el único estadístico mencionado para su evaluación.

Para la cuantificación de los sólidos en suspensión, en cuatro de las experiencias (la del 10 de octubre de 1989, la del 15 de junio de 1993 y las dos del año 1996) no hay ningún modelo que cumpla todos los requisitos establecidos. De ellas, los peores modelos en términos del coeficiente de determinación y error estándar de la estimación son los dos del año 1996. Coinciden con los menores rangos de variación de los valores de los sólidos en suspensión (sólo 14.1 mg/l el 22 de mayo y 13.1 mg/l el 9 de julio). Además, en los dos casos el coeficiente de determinación es muy bajo (0.28 y 0.15 respectivamente), lo que indica que los modelos explican una parte muy pequeña de la varianza de la variable

dependiente. En cada caso, las bandas que intervienen en el modelo son distintas: banda 1 para el 22 de mayo y bandas 2, 3 y 4 para el 9 de julio.

Para el 22 de mayo de 1996 es muy interesante que si examinamos la relación entre sólidos en suspensión y turbidez a través de su coeficiente de correlación de Pearson (ver Anexo 3), encontramos que no existe relación entre ambos parámetros ($r=0.309$, y además no es significativo para un nivel de confianza del 95%); evidentemente, si la presencia de sólidos en suspensión no modifica la transparencia del agua, no afecta a su respuesta espectral y es imposible encontrar un modelo que permita estimar su concentración a partir de los valores de la imagen. Ello puede deberse al tamaño del grano del material en suspensión o a su composición, pero también a la interacción con los otros elementos que colorean el agua, como las clorofilas (en esta fecha, la clorofila *a* se relaciona más estrechamente con la turbidez, $r=0.73$). Es llamativo que, de todas las experiencias realizadas, ésta corresponda a la de mayor caudal del río Odiel (del río Tinto no se tienen datos), en función de las precipitaciones registradas durante los días previos a la campaña; en concreto, la media del caudal del río Odiel en los tres días anteriores a la recogida de las muestras es de $3.49 \text{ m}^3/\text{s}$, diez veces superior al de la fecha que le sigue en caudal. Un caudal elevado se puede relacionar evidentemente con una mayor capacidad de arrastre de partículas gruesas, que no afecten tanto a la transparencia de la masa de agua. Aunque ya se ha mencionado, la información sobre caudal de los ríos y situación de marea se presenta de nuevo en la tabla 4.3.2.1.1 para ayudar en la interpretación de estos resultados.

Fecha	Estación	Marea			Caudal (media de los 3 días anteriores m^3/s)	
		Diferencia horaria con la bajamar	Estado	Coficiente (12h)	Río Odiel (Gibraleón)	Río Tinto (Villarrasa)
10-10-89	Otoño	-6h23m	Alta	0.69	0.31	0.49
15-06-93	Primavera	+5h56m	Alta	0.57	0.33	0.39
25-11-94	Otoño	-1h59m	Bajando	0.49	0.21	0.30
09-09-95	Verano	+2h28m	Subiendo	1.06	0.01	0
22-05-96	Primavera	-0h16m	Baja	0.54	3.49	Sin datos
09-07-96	Verano	-5h04m	Alta	0.49	0.33	0.01

Tabla 4.3.2.1.1. Condiciones hidrodinámicas y caudal de los ríos en cada una de las campañas de muestreo.

En la experiencia del 9 de julio de 1996 las circunstancias son diferentes. El caudal es quizá un poco alto para el verano en el río Odiel y escasísimo para el río Tinto, pero no destaca por sus valores en relación con los de las otras fechas, para las que sí hay modelos que cumplan los requisitos estadísticos. Por otra parte, la concentración de sólidos en suspensión se relaciona con la turbidez, dando un coeficiente de correlación entre ambos parámetros de 0.62 (significativo a un nivel de confianza del 99%, ver Anexo 3). Sin embargo, tal como hemos visto en el apartado anterior, tampoco se ha alcanzado un modelo adecuado para cuantificar la turbidez para esta fecha, debido a la baja calidad radiométrica de la imagen, que evidentemente influye también en este caso y en la cuantificación de los otros parámetros de calidad del agua, por lo que no mencionaremos en los apartados siguientes los resultados obtenidos para esta campaña, pese a que los análisis se han realizado y sus resultados se incluyen en las tablas resumen correspondientes en los Anexos 1 y 2.

Para la imagen del 10-10-1989 el criterio que no se cumple es el que asegura que el modelo es insesgado ($Cp/p \leq 1$), y no se cumple por muy poco ($Cp/p = 1.19$). Sin embargo, tiene suficiente capacidad estimadora ya que el valor de F calculado para el modelo supera en más de cuatro veces el valor crítico para un nivel de confianza del 95%. El mejor modelo para esta fecha incluye las bandas 1 y 4 y explica el 56% de la varianza de la concentración de sólidos en suspensión, con un error estándar de 11 mg/l. En este caso, no podemos hacer una evaluación de la relación entre el contenido de sólidos en suspensión y el cambio en color del agua o la presencia conjunta de otros elementos ópticamente activos, ya que en esta fecha no se realizaron mediciones de turbidez ni de pigmentos.

El mejor modelo para el 15 de junio de 1993 es insesgado, pero tiene menos capacidad predictiva de la que exigimos en general ($F/F_{crítica} = 2.4$). Su coeficiente de determinación es bajo, 0.34, y el error estándar relativamente elevado (equivalente al 24% del rango de la variable). En este caso, el rango de valores de sólidos en suspensión no puede considerarse reducido y el caudal de ambos ríos es parecido al de la mayor parte de las fechas examinadas. Contrasta esta situación con el hecho de que esta fecha es la que consiguió un mejor ajuste en el modelo generado para la cuantificación de la turbidez. Examinando la relación entre los diferentes parámetros de calidad del agua (Anexo 3) descubrimos que, aunque la concentración de sólidos en suspensión covaría con la turbidez ($r=0.61$), esta última está bastante más relacionada con uno de los pigmentos fotosintéticos, la clorofila b ($r=0.91$), que puede interferir en la relación entre la concentración de los sólidos en suspensión y la reflectividad obtenida de la imagen.

Estas cuatro fechas que acabamos de comentar, en las que los algoritmos para la cuantificación de los sólidos en suspensión no son todo lo buenos que desearíamos, se corresponden con situaciones de marea alta (10-10-1989, 15-06-1993 y 09-07-1996) o baja (22-05-1996), en las que la masa de agua se encuentra más estable. De hecho, las campañas se planificaron en esas fechas (teniendo en cuenta la hora de paso del satélite) para coincidir con esas situaciones de marea, de manera que la recogida de muestras fuera lo más representativa posible. Sin embargo, a la vista de estos resultados, para el cálculo de la concentración de sólidos en suspensión parece que las situaciones de marea intermedias, con mayor velocidad de las corrientes que implica mezcla de la masa de agua y resuspensión de los materiales, pueden ser más adecuadas.

Los mejores modelos para la cuantificación de los sólidos en suspensión han resultado ser los calculados para las experiencias de 1994 y 1995. En ambos casos se cumplen todos los requisitos estadísticos con creces. El mayor coeficiente de determinación y menor error estándar se consigue en la experiencia del 25 de noviembre de 1994 ($R^2=0.66$, $s=4.44$ mg/l), con un modelo que incluye las bandas 1, 3 y 4. Sin embargo, el algoritmo para el 9 de septiembre de 1995 es el más simple, ya que introduce únicamente la banda 3. En estas dos fechas, se observa una elevada correlación entre los sólidos en suspensión y la turbidez medida en los diferentes puntos de muestreo ($r=0.71$ para el 25-11-1994 y $r=0.87$ para el 09-09-1995). En la experiencia del año 1994 también existe una importante relación entre los pigmentos fotosintéticos y la turbidez, que parece indicar que en esta situación concreta la turbidez está explicada por la presencia de varias sustancias ópticamente activas en la masa de agua. Sin embargo, en el caso de septiembre de 1995, la relación de la turbidez con los sólidos en suspensión es significativamente más estrecha que con cualquiera de los pigmentos fotosintéticos medidos (clorofila a, b y c).

La cartografía generada a partir de estos modelos específicos para cada fecha se puede consultar en el Anexo 4. Comentaremos aquí algunos aspectos significativos derivados de su examen en algunas de las experiencias realizadas.

Mencionaremos en primer lugar la campaña del 10 de octubre de 1989, ya que los sólidos en suspensión es el único parámetro genérico de calidad del agua que se midió en esa fecha. Es evidente que la presencia de nubosidad dificulta la interpretación de distribución espacial de los parámetros de calidad del agua pero al menos se pueden comentar algunos aspectos de la parte superior del Canal del Padre Santo y los estuarios del Tinto y el Odiel, que quedan libres de nubes. Como corresponde a una situación de marea alta, las aguas que contienen más material en suspensión se concentran en la parte superior de los estuarios, mientras que el agua, más limpia, del mar penetra y ocupa en su

totalidad el Canal del Padre Santo y la parte inferior de los estuarios del Tinto y el Odiel. Aunque el coeficiente de determinación del mejor modelo para esta fecha no es alto, los residuos no son demasiado elevados tal como se aprecia en la Figura 4.3.2.1.1. Los mayores residuos se encuentran en la parte final del estuario del Odiel, justo antes de la confluencia de los dos ríos, con un error muy elevado. En este punto en concreto (número 25) la concentración de sólidos en suspensión es de 80 mg/l, valor máximo y un poco atípico entre los observados en esta fecha (en puntos cercanos, como el 3 y el 4, la concentración, aún siendo alta, es mucho menor, del orden de unos 50 mg/l y en ellos el residuo es bastante bajo), y el modelo lo infravalora.

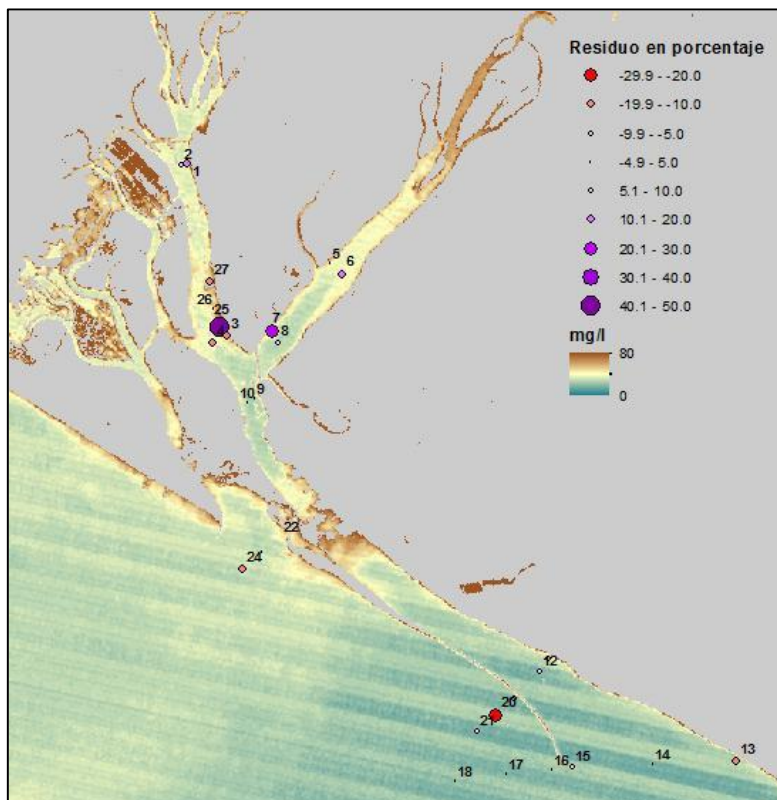


Figura 4.3.2.1.1. Distribución espacial de los sólidos en suspensión y residuos del mejor modelo para la campaña del 10-10-1989.

Como ya hemos comentado, desde el punto de vista estadístico los mejores resultados se obtuvieron para la experiencia del 25 de noviembre de 1994. El mapa generado con el mejor modelo para esta fecha (ver Anexo 4) muestra valores muy parecidos en todo el Canal del Padre Santo y el estuario del Odiel, entre 30 y 40 mg/l. Solamente en el estuario del Tinto se alcanzan valores superiores, sobre todo en su zona central (a la altura de la zona urbana de San Juan del Puerto), donde se superan los 50 mg/l. Al ser una situación de marea vaciante, parece que el estuario del Odiel está desaguando antes mientras que las aguas más cargadas de sedimentos del Tinto todavía no han llegado a la confluencia de ambos ríos. En toda esta zona homogénea en cuanto a la concentración de

sólidos en suspensión los residuos del modelo son muy bajos, a excepción de dos puntos en la parte media/baja del Canal del Padre Santo (el 15 y el 35) en los que el modelo parece sobreestimar bastante el contenido en sólidos en suspensión. Ambas muestras tienen concentraciones de sólidos en suspensión diferentes y, por otra parte, el hecho de que estén tan cercanas entre sí y que sean las únicas con este residuo tan alto, nos hace pensar en la influencia de algún factor externo (como un barco o similar) que dé lugar a valores de reflectividad más altos que los que corresponderían al agua en esta zona.

El mapa de concentración de sólidos en suspensión generado para el 22 de mayo de 1996 presenta muy poca variación espacial. Prácticamente toda el área de estudio queda representada en el mismo intervalo (entre 20 y 30 mg/l), destacando únicamente una pequeña zona en la margen derecha del río Tinto en la que los valores son superiores. Éste es uno de los modelos que peores resultados ha dado desde el punto de vista estadístico, y ello se refleja en los residuos en la estimación de la concentración de sólidos en suspensión, que son bastante altos como puede observarse en la Figura 4.3.2.1.2. Además, dichos residuos no son consistentemente positivos ni negativos ni presentan un patrón espacial definido, lo que parece confirmar simplemente la falta de relación en esta situación concreta entre la concentración de sólidos en suspensión y la respuesta espectral del agua reflejada en la imagen.

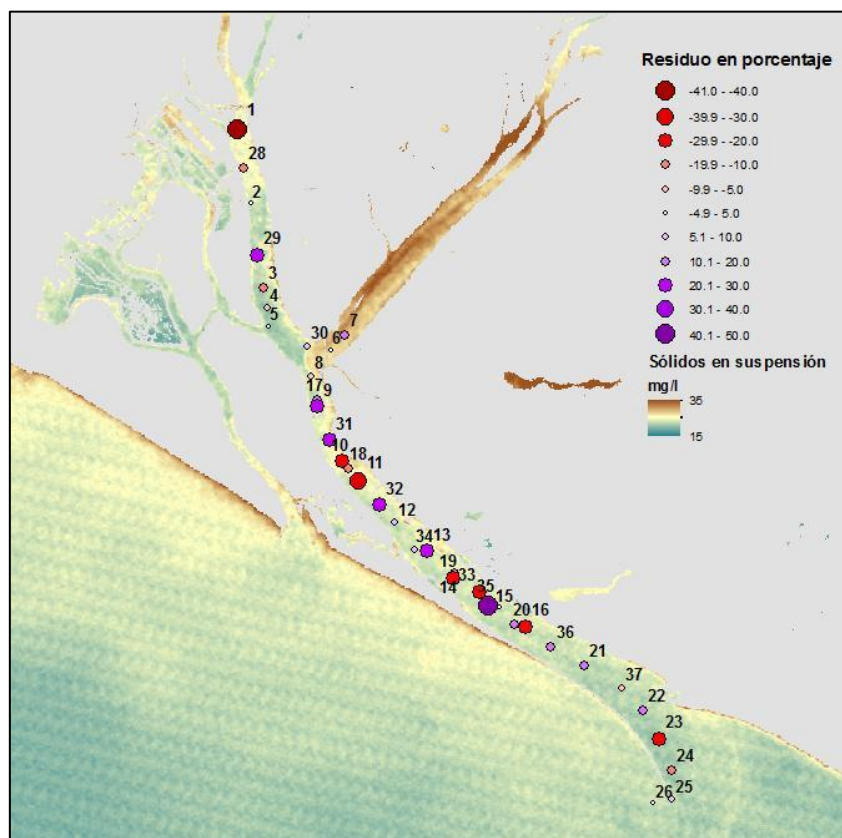


Figura 4.3.2.1.2. Distribución espacial de los sólidos en suspensión y residuos del mejor modelo para la campaña del 22-05-1996.

4.3.2.2. Modelo multitemporal

El mejor de los modelos multitemporales generado para la cuantificación de los sólidos en suspensión (en este caso con un tamaño de muestra de 150, ya que para este parámetro hay un muestreo más) incluye las bandas 1 y 3 como variables independientes. Aunque es insesgado ($C_p/p=0.576$) y tiene un alto valor para la estimación ($F/F_{cr}=21.64$), su coeficiente de determinación es sólo 0.47. Esto se puede interpretar en dos sentidos, por una parte es consecuencia de la irregular (en el tiempo) relación entre la concentración de sólidos en suspensión y la reflectividad medida por las imágenes que ya hemos comentado, pero por otra parte confirma que existe una relación real (aunque evidentemente no estrecha) entre la concentración de sólidos en suspensión y la reflectividad medida desde plataformas espaciales. El error estándar de la estimación es de 7.41 mg/l.

Obviamente, esperamos que la aplicación del modelo multitemporal a las diferentes imágenes genere estimaciones menos precisas del contenido en sólidos en suspensión, al menos en las fechas para las que los modelos individuales responden bien, lo que podemos evaluar comparando los mapas que representan los resultados de los modelos individual y multitemporal para las diferentes fechas y la distribución espacial de los residuos (Anexo 4).

Por ejemplo, en la Figura 4.3.2.2.1 se muestran los mapas de concentración de sólidos en suspensión para el 25-11-1994, que es el modelo específico que mejores resultados estadísticos presenta. A la izquierda se presenta el resultado de la aplicación del mejor modelo individual y a la derecha el del mejor modelo multitemporal. Como se puede apreciar, los patrones espaciales son similares en ambos, aunque en el resultado del modelo multitemporal se pierde la estructura más característica, que es la zona de alta concentración de sólidos en el tramo central del estuario del río Tinto. De hecho, el punto de muestreo 31, que se encuentra justo en esa zona es el que presenta mayor residuo (positivo, indicando que el modelo infravalora el contenido en sólidos en suspensión) en ese modelo multitemporal (la cartografía de los residuos se puede consultar en el Anexo 4). También se observan diferencias importantes en las aguas litorales más cercanas a la línea de costa. Mientras que el modelo específico para esta fecha es capaz de delinear la pluma de aguas cargadas de materia en suspensión que sale del Canal de Punta Umbría, el multitemporal no.

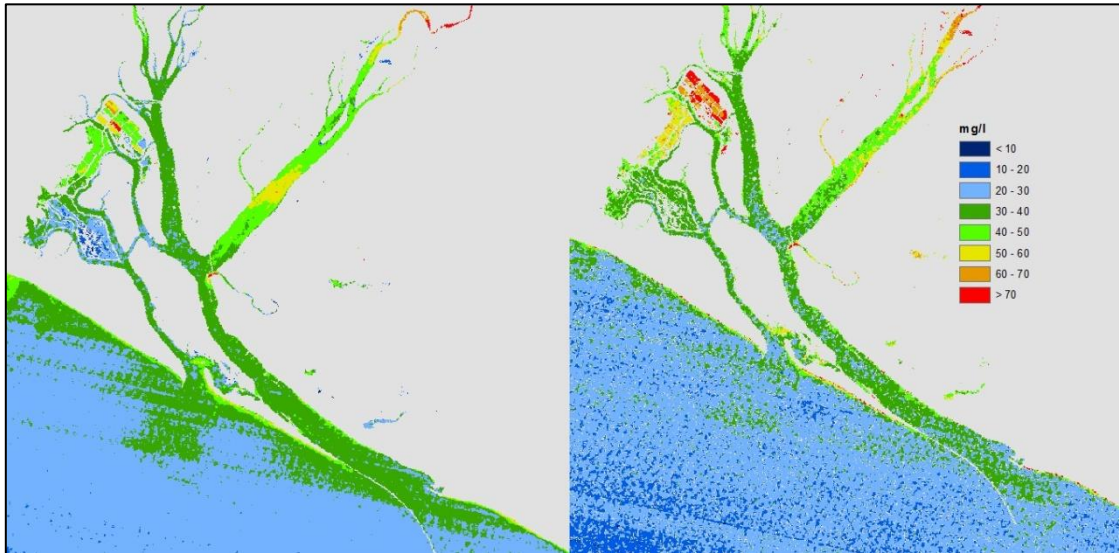


Figura 4.3.2.2.1. Cartografía de sólidos en suspensión para el 25-11-1994 calculada a partir del mejor modelo individual (izquierda) y multitemporal (derecha).

En general, los mapas generados por aplicación del modelo multitemporal son más homogéneos, y no son capaces de detectar estructuras concretas dentro de la masa de agua que a menudo sí se observan en los que reflejan los resultados de la aplicación de los modelos específicos para cada fecha. Como ejemplo, sirva la Figura 4.3.2.2.2, que muestra los mapas resultantes de la aplicación de ambos modelos a la imagen del 9 de septiembre de 1995.

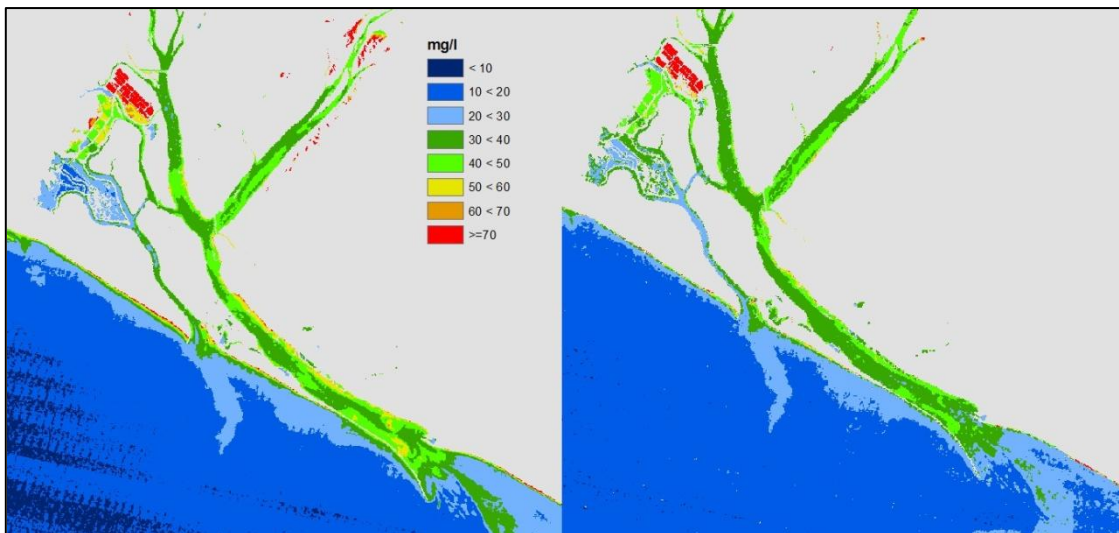


Figura 4.3.2.2.2. Cartografía de sólidos en suspensión para el 09-09-1995 calculada a partir del mejor modelo individual (izquierda) y multitemporal (derecha).

Para concluir, en relación con los resultados tan variables obtenidos para los sólidos en suspensión, debemos reflexionar sobre algunos aspectos. En primer lugar, se observa que, pese a tener valores similares de concentración de sólidos en suspensión en varias de las experiencias (15-09-1993 y 25-11-0994), los modelos generados son muy variados en cuanto a su capacidad predictiva y errores de cuantificación (error estándar de 10.5 y 4.4, respectivamente). La razón es que no existe una relación directa entre concentración de sólidos en suspensión y la respuesta espectral de la masa de agua, que es lo que mide el sensor. La respuesta espectral de la materia inorgánica en suspensión en la masa de agua está controlada, a bajos niveles de concentración (inferior a 50 mg/l), por su granulometría o composición más que por la propia concentración (Choubey & Subramanian 1990). Una misma concentración de sólidos en suspensión puede dar lugar a diferentes firmas espectrales en función de su tamaño de grano y composición mineralógica, afectando de diferente forma a la radiancia de la masa de agua medida por el sistema de teledetección. Es por ello que se recomienda, si es posible, medir al menos el tamaño del grano en la fracción inorgánica suspendida cuando se realizan muestreos de control de la calidad del agua. Disponer de esa información habría permitido evaluar de forma concreta el efecto de la granulometría en la respuesta espectral del agua y obtener conclusiones más precisas sobre la posibilidad de cuantificar este parámetro a partir de imágenes de satélite.

4.3.3. Clorofila

4.3.3.1. Modelos individuales

En varias de las campañas de muestreo se midieron los niveles de tres pigmentos fotosintéticos en el agua, las clorofilas a, b y c. Comentaremos conjuntamente los resultados obtenidos con el objetivo de cuantificar estos tres parámetros; todos los modelos calculados para cada uno de estos tres indicadores de la calidad del agua se presentan en el Anexo 1, el mejor modelo seleccionado para cada fecha en el Anexo 2 y las matrices de correlación entre ellos y con los otros parámetros de calidad del agua en el Anexo 3.

De los modelos desarrollados para la cuantificación de la clorofila c ninguno cumple los criterios estadísticos fijados en nuestro trabajo; en ninguno de ellos el valor de F calculado supera en cuatro veces el valor crítico para un nivel de confianza del 95%, aunque en tres de las fechas (las de 1993, 1994 y 1995) sí se supera el valor crítico, lo que quiere decir que podemos asumir que existe realmente relación entre la variable dependiente y las independientes. El mejor modelo correspondería a la campaña del 15 de junio de 1993, con

un coeficiente de determinación de 0.53 y error estándar de 2.70 ppb, que equivale a casi un 17% del rango observado en la variable, y en él intervienen las bandas 2, 3 y 4.

Tanto para la clorofila a como para la b, los modelos calculados para las dos fechas del año 1996 no superan los requisitos estadísticos básicos, especialmente la campaña del 9 de julio de 1996, que ni siquiera supera el test del análisis de la varianza para un nivel de confianza del 95%, lo que quiere decir que no hay evidencia estadística de que las variables independientes afecten a la variable dependiente. Ya hemos comentado que la explicación puede estar en la mala calidad radiométrica de esta imagen.

Los mejores modelos para la clorofila a y b corresponden a los desarrollados para los datos de la campaña de 1993, con coeficientes de determinación R^2 de 0.71 y 0.74 respectivamente. Hay que destacar que, frente a los modelos calculados para turbidez y sólidos en suspensión, en el caso de la clorofila a y b los mejores modelos siempre incluyen la banda infrarroja cercana, además de la roja o la verde.

En general, la clorofila c es la que menos parece afectar al aspecto visual de la masa de agua, ya que es la que menos se relaciona con la turbidez (el coeficiente de correlación más alto que se obtiene es de 0.62 en la experiencia de 1993 y en las demás no llega a 0.5); por su parte, la clorofila b es la que más fuertemente se asocia con la turbidez (por tanto es la que más afecta a las propiedades ópticas del agua), hasta el punto que en la campaña de 1994 el coeficiente de correlación entre las dos variables tiene un valor de 0.91 (Anexo 3).

Por otra parte, al tratarse de tres pigmentos fotosintéticos contenidos en el fitoplancton, normalmente están muy asociados entre sí, es decir, covarían. En todas las campañas de muestreo se encuentran coeficientes de correlación muy altos entre los tres tipos de clorofila, especialmente entre la a y la b. La excepción es la campaña del 22 de mayo de 1996, en la que parece no haber relación entre la clorofila b y las otras dos ($r = -0.073$ con la clorofila a y $r = -0.054$ con la clorofila c). Lo anómalo de este comportamiento ha reducido nuestra confianza en los resultados de los análisis para este parámetro en esa fecha, aunque no tenemos evidencia de ningún problema concreto durante la recogida de las muestras, su traslado o su análisis en el laboratorio. Ya habíamos mencionado la posibilidad de encontrar inconsistencias de algún tipo en los datos de los muestreos como consecuencia de su análisis en laboratorios diferentes.

En la Figura 4.3.3.1.1 se representa la distribución espacial de la clorofila a, b y c para el 15 de junio de 1993, que es la fecha para la que los modelos de los tres parámetros son estadísticamente mejores. En ellos se observa en primer lugar que la concentración de

clorofila a es bastante más elevada que la de los otros dos pigmentos; por otra parte, los patrones espaciales de distribución de las clorofilas a y b se parecen mucho, lo que se explica por su alta covarianza ya comentada, y por el hecho de que en los modelos para el cálculo de los dos parámetros intervienen las bandas 3 y 4 (en el de clorofila b también se incluye la banda 1).

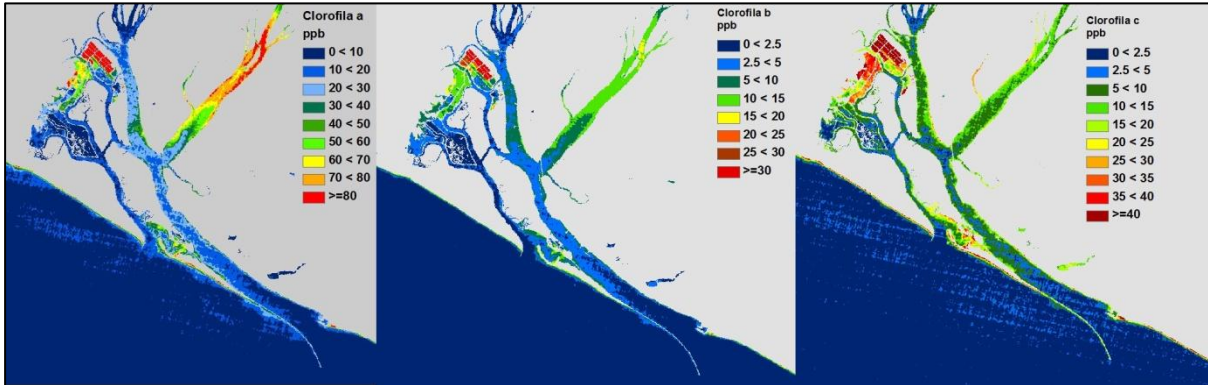


Figura 4.3.3.1.1. Cartografía de clorofila a, b y c para el 15-6-1993.

En general, para todas las fechas los modelos de clorofila b parecen funcionar mejor que los de clorofila a, pese al menor rango de variación de esa variable, ya que son mejores en términos de coeficiente de determinación y error estándar de la estimación. En la Figura 4.3.3.1.2 se muestran los residuos de los modelos de clorofila a y b para la campaña del 25 de noviembre de 1994. En ella se observa cómo los residuos son menores para la clorofila b y en general, para los dos parámetros se infravalora su concentración en los estuarios del Tinto y Odiel mientras que se sobreestima desde la confluencia de ambos ríos hacia la costa.

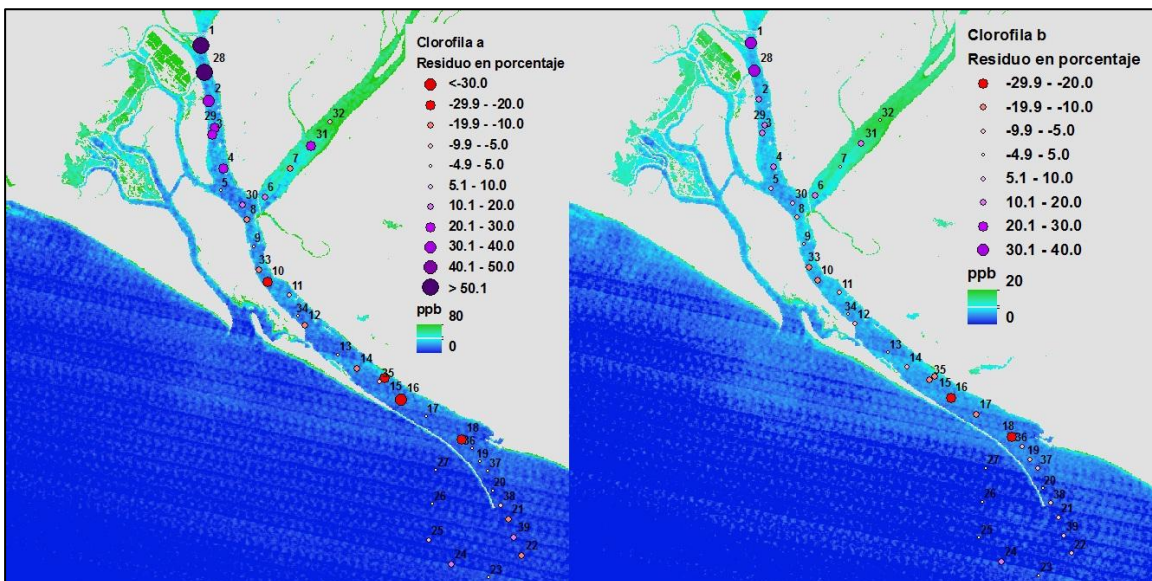


Figura 4.3.3.1.2. Cartografía de clorofila a (izquierda) y b (derecha) y residuos de los mejores modelos para el 25-11-0994.

4.3.3.2. Modelo multitemporal

Los modelos multitemporales muestran para estos parámetros las mismas características que para los anteriormente comentados: al disponer de una muestra mayor son más estables, insesgados y eficientes, aunque su coeficiente de determinación es un poco más bajo que el de los mejores modelos individuales. En este caso, el mejor modelo multitemporal para la clorofila a explica el 50% de la varianza de la concentración de este parámetro, presenta un error estándar de 14.1 ppb e incluye las bandas 2, 3 y 4. En el caso de la clorofila b, el mejor modelo incluye las bandas 1, 2 y 4, con un R^2 de 0.51 y un error estándar de 2.63 ppb. Para la clorofila c el mejor modelo multitemporal, en consonancia con los resultados de cada fecha individual, es el peor de los derivados para los tres pigmentos: explica únicamente un 21% de la varianza de la variable dependiente. En este caso, incluye las bandas 1, 2 y 4.

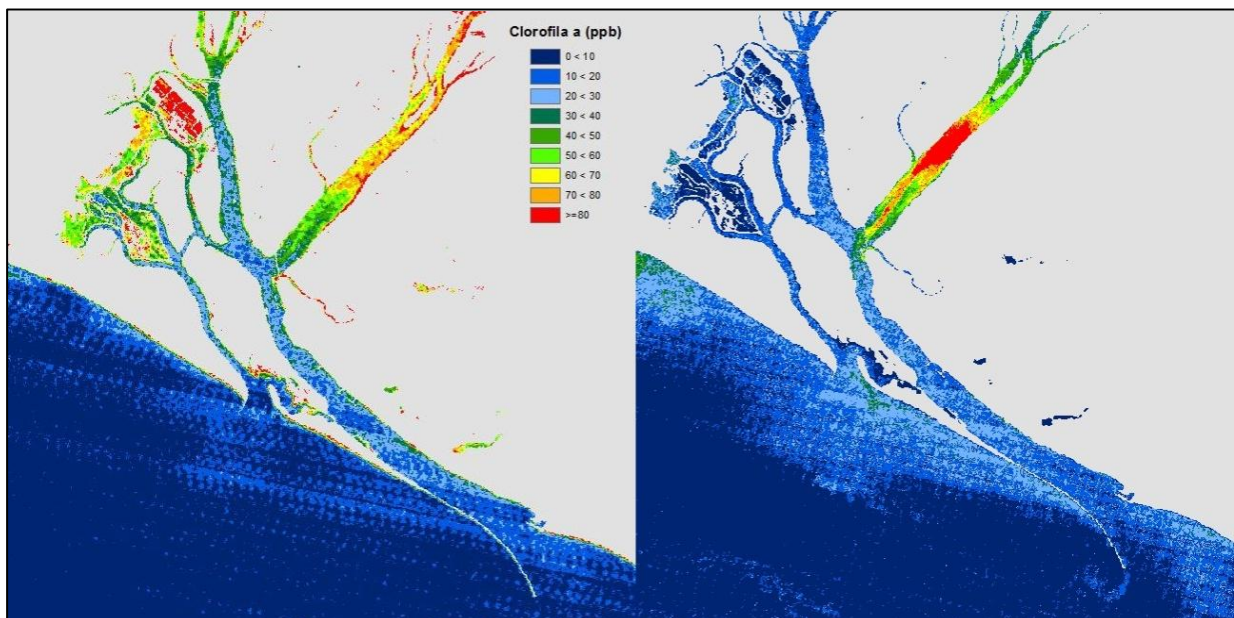


Figura 4.3.3.2.1. Cartografía de clorofila a para el 25-11-1994 calculada a partir del mejor modelo individual (izquierda) y multitemporal (derecha).

En general, los modelos multitemporales suelen estimar la concentración de los diferentes elementos en el agua a la baja en relación con los modelos individuales para cada fecha. Sin embargo, para la experiencia del 25 de noviembre de 1994 el modelo multitemporal calcula valores mayores que el modelo específico en el estuario del Tinto, sobreestimándolos claramente. El modelo multitemporal también falla en el estuario del Odiel en este caso dando valores inferiores a los reales en más de 20 ppb en la zona central de este tramo. Las diferencias entre los mapas generados para esta fecha con el modelo

individual y el multitemporal se pueden observar en la figura 4.3.3.2.1 y la distribución espacial de los residuos del modelo multitemporal en la figura 4.3.3.2.2.

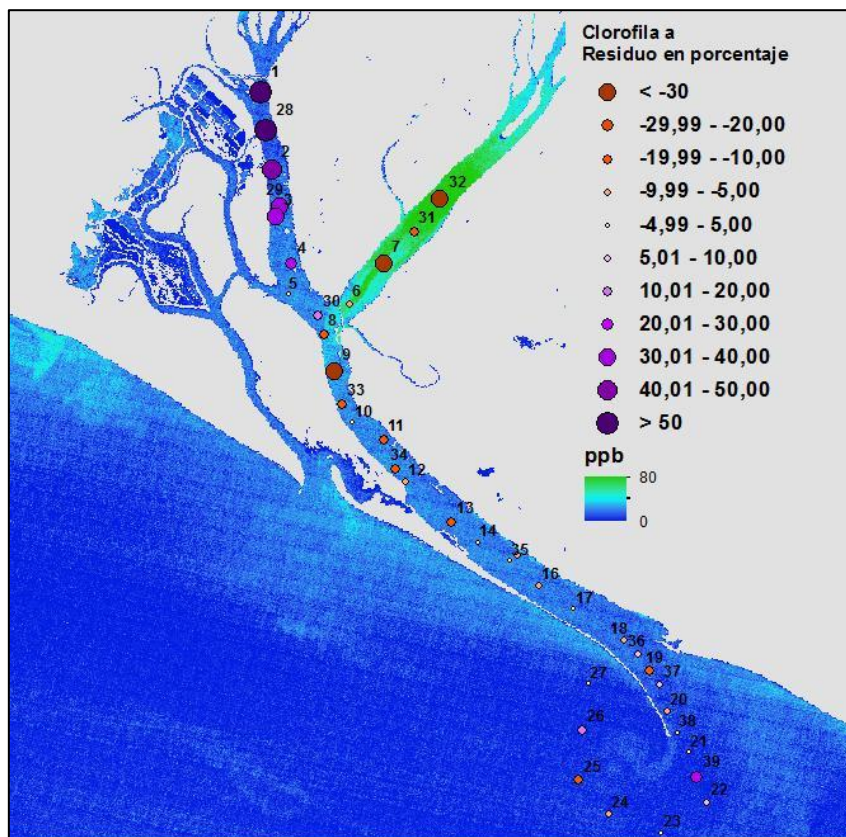


Figura 4.3.3.2.2. Distribución espacial de la clorofila a y residuos del mejor modelo multitemporal para la campaña del 25-11-1994.

4.3.4. Metales

La presencia de metales pesados en los ecosistemas acuáticos es uno de los problemas medioambientales más importantes que éstos pueden presentar, ya que “algunos de ellos muestran un alto grado de toxicidad, son rápidamente asimilados por los seres vivos y no son eliminados fácilmente de los sistemas acuáticos por procesos naturales” (Carro et al. 2005, p.155).

Por ello, en dos de las campañas de muestreo se midió el contenido de metales en las muestras de agua. Concretamente, en la campaña del 10 de octubre de 1989 se midió el contenido en cobre, níquel, cinc, hierro y manganeso en 26 muestras de agua, y en la del 15 de junio de 1993 se cuantificó el cobre, cinc, manganeso, hierro, cadmio, arsénico y mercurio en 13 de las muestras recogidas.

En las dos experiencias se observan correlaciones muy significativas de las bandas de la imagen con algunos de estos metales (níquel y manganeso para el 10-10-1989 y mercurio, cadmio y manganeso para el 15-06-1993, con valores superiores a 0.6). Estas correlaciones son difíciles de explicar *per se*, especialmente si se tiene en cuenta que las cantidades de estos metales presentes en el agua son bajas para influir de forma directa en la respuesta espectral de la masa de agua (por ejemplo, del orden de 0.001 a 0.482 ppb y 0 a 0.33 ppb para el manganeso el 10-10-1989 y 15-06-1993 respectivamente). Con cantidades tan ínfimas (desde la perspectiva que nos ocupa, evidentemente no desde el punto de vista de su impacto ambiental) es difícil que modifiquen lo suficiente la respuesta espectral del agua como para obtener semejantes coeficientes de correlación. La primera explicación en la que pensamos es la relación que existe entre estos metales y los sólidos en suspensión, ya que se correlacionan bastante bien, especialmente en las muestras tomadas el 10-10-1989 (valores de r entre 0.72 y 0.88). Como a su vez, los sólidos en suspensión sí modifican la respuesta espectral del agua en estas fechas, se explica la alta correlación resultante con los valores de reflectividad extraídos de la imagen. Esto se confirma al calcular el coeficiente de correlación parcial, que refleja la relación existente entre dos variables después de eliminar la influencia que sobre esa relación pueda ejercer una tercera. Pues bien, el coeficiente de correlación entre los metales y los valores de la imagen se reduce muchísimo cuando se elimina la influencia que sobre esa relación ejercen los sólidos en suspensión; por ejemplo, para el 10-10-1989 la correlación entre el manganeso y la banda 4 es 0.62, y el coeficiente de correlación parcial eliminando la influencia de los sólidos en suspensión es de sólo 0.27.

Sin embargo, la relación de los metales con los sólidos en suspensión no parece ser constante, ya que varía mucho en las dos fechas de las que disponemos de datos, si bien es cierto que en una de las fechas el número de observaciones es muy reducido (en la campaña del 15-06-1993 sólo se analizaron los metales en trece de las muestras de agua) y que con muestras pequeñas es más difícil obtener coeficientes de correlación significativos para un determinado nivel de confianza. Examinada la relación entre la concentración de sedimentos en suspensión y la de los diferentes metales con datos del Plan de Policía de Aguas en dieciséis fechas diferentes, tampoco se manifiesta consistentemente. Es posible entonces que esa relación indirecta entre la concentración de metales en el agua y la reflectividad medida por el sistema de teledetección se produzca a través de otro de los componentes ópticamente activos del agua, la clorofila, como parámetro al que se asocian determinados metales. Se sabe, por ejemplo, que uno de los metales más contaminantes, como es el cadmio, se asocia frecuentemente a la clorofila (Valdés et al. 2006). En nuestro caso, como puede comprobarse en la matriz de correlaciones entre los diferentes parámetros de calidad de las aguas para el 15-06-1993 que se presenta en el Anexo 3,

todos los metales están altamente correlacionados con la clorofila a y tanto el arsénico como el cinc muy especialmente con la clorofila b ($r = 0.92$ y 0.93 respectivamente).

Por otra parte, el hecho de que casi todos los metales presenten correlaciones relativamente elevadas con los datos de las imágenes se explica porque todos ellos están muy asociados entre sí, al menos en esta zona de estudio, tal como se deduce de los datos del Plan de Policía de Aguas, a partir de los cuales se obtienen coeficientes de correlación de 0.99 entre la concentración de cinc y cobre en el agua, y 0.98 entre la de manganeso y cobre. La razón es, evidentemente, que la fuente de todos los metales presentes en las aguas de la Ría es la misma, tal como se ha comentado en el apartado 3.

En este caso, sólo se han calculado los modelos para la fecha de octubre de 1989, ya que en el caso de junio de 1993 el número de muestras se ha juzgado insuficiente. Solamente se incluyen en los Anexos 1 y 2 los modelos para cinc y manganeso, que son los que han superado el test F que indica que al menos una de las variables independientes está relacionada con la variable dependiente. El problema fundamental para conseguir modelos significativos en este caso es el pequeño tamaño de la muestra unido al escasísimo rango de variación de los valores de la variable dependiente. Aún así, hemos querido presentarlos debido a las posibilidades de aplicación que se abren a esta técnica ya que se confirma la influencia, aunque sea indirecta, de los metales en la respuesta espectral del agua y a la gran importancia ambiental de estos parámetros como indicadores de la calidad de las aguas en este estuario.

El mejor modelo conseguido es el que pretende calcular la concentración de cinc en las aguas del estuario, probablemente porque es el metal que presenta un mayor rango en sus valores de concentración (2.2 mg/l). El coeficiente de determinación para este modelo es 0.67, el error estándar 0.48 mg/l y se incluyen las bandas 1, 2 y 4. Para evaluar los residuos, se ha generado el gráfico que se presenta en la Figura 4.3.4.1, que muestra los valores reales y los estimados por el modelo para cada punto de muestreo. En él se observa cómo los residuos son especialmente altos cuando la concentración de cinc es muy baja, y por tanto podemos decir que el modelo funciona mejor para las concentraciones más altas de este metal. Esta imagen se corresponde a una situación de marea alta, en la que el agua más limpia de la zona costera penetra en el estuario, reduciendo la concentración de los materiales aportados por los ríos. Por ello, creemos que es probable que se consigan mejores resultados en situaciones de marea baja o vaciante.

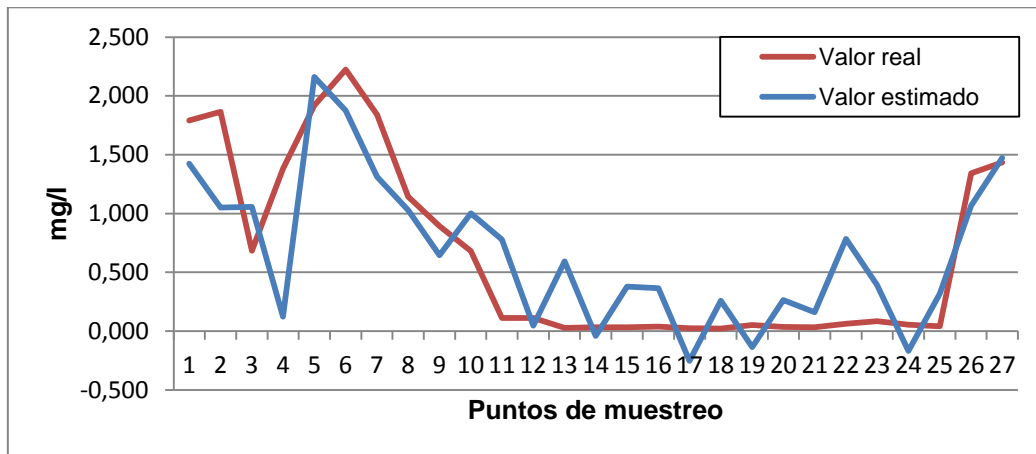


Figura 4.3.4.1. Valores de concentración de cinc reales y estimados por el modelo para los puntos de muestreo del 10-10-1989.

4.3.5. Conclusiones

A partir de lo anteriormente expuesto, podemos extraer una serie de conclusiones para finalizar este análisis de los resultados.

El parámetro para el que se han obtenido mejores resultados (es decir, modelos que, además de ser insesgados y tener capacidad predictiva, lo cuantifican con menos error y que explican un porcentaje mayor de su varianza) es la **turbidez**, como ya preveíamos tras la revisión de trabajos previos. Le siguen la clorofila b y a, por este orden, y los sólidos en suspensión. De ello y del estudio de las relaciones entre estos parámetros en las muestras de agua analizadas en laboratorio se pueden realizar una serie de reflexiones:

- La turbidez responde en estas aguas a una **combinación de los otros componentes del agua** analizados (sólidos en suspensión y clorofilas). En función de la situación concreta (marea, viento, descarga de los ríos, precipitaciones, temperatura del agua, época del año...) la relación entre los diferentes componentes ópticamente activos cambia de manera que en determinadas fechas la turbidez del agua está más determinada por la presencia de sólidos en suspensión (09-09-1995), en otras por algunos tipos de clorofila (15-06-93) y en otras por todos ellos conjuntamente (25-11-1994).
- En las fechas en las que existe una **fuerte relación entre todos los componentes ópticamente activos del agua y la turbidez**, los modelos en general se pueden calificar de buenos. Es el caso del 15 de junio de 1993. En

realidad, estamos hablando del principio básico de la teledetección: el parámetro de interés tiene que influir, directa o indirectamente, en la respuesta espectral del objeto de estudio; pues bien, eso es exactamente lo que mide la turbidez expresada en UT, el cambio respecto a la respuesta espectral del agua clara que es inducido por la presencia de otros materiales.

- Por tanto, parece que la clave está más bien en **cómo interactúan entre sí y de forma conjunta los elementos presentes en el agua del estuario y el efecto que producen en sus propiedades ópticas**; ese efecto no tiene que ver únicamente con su concentración, sino también con otros factores como puede ser el tamaño del grano o la composición mineralógica en el caso de los sólidos en suspensión, la especie en el caso del fitoplancton (en relación con la presencia de otros pigmentos además de las clorofilas, que puedan interferir en su cuantificación, etc.).
- Tiene sentido que, después de la turbidez, sean las **clorofilas a y b** las que presenten mejores resultados. Ello se debe a su propia naturaleza, que determina una respuesta espectral muy característica (ver 2.2.3) que, si bien puede ser complicada de desentrañar dentro de la radiancia recibida por el sensor debido a múltiples factores (resolución espacial, efecto de la atmósfera, condiciones de iluminación, etc.), es real y se manifiesta intensamente en determinadas longitudes de onda.
- **La materia inorgánica en suspensión ha resultado ser el parámetro de calidad del agua más difícil de cuantificar**; la causa es, como ya hemos comentado, que su efecto sobre la respuesta espectral de la masa de agua no se produce únicamente en función de su concentración (mg/l), sino también y muy especialmente por su tamaño de grano y composición mineralógica.

Si lo juzgamos por el número de veces que participan en los mejores modelos para cada fecha, las cuatro bandas utilizadas aquí (las tres visibles y la infrarroja cercana) serían igualmente útiles para la cuantificación de indicadores de calidad del agua. Desde el conocimiento de la complejidad que presenta la signatura espectral de las aguas de tipo 2 tiene sentido, ya que cuando actúan varios componentes ópticamente activos a la vez pueden afectar a la reflectividad en diversas longitudes de onda (ver 2.2.4).

Lo que acabamos de mencionar nos lleva a hacer otra reflexión, en este caso sobre la **inadecuación de este tipo de sensores de orientación general para este tipo de**

trabajos, de la que ya éramos conscientes (como se ha mencionado en el apartado 2.5.2, donde se ha justificado su uso por la no existencia de otros sistemas de teledetección más adecuados con la resolución espacial suficiente para trabajar en la zona litoral). La resolución espectral de estos sistemas es insuficiente, las bandas son demasiado anchas. De la observación de la cartografía calculada para varios de los parámetros de calidad del agua se desprende que sus patrones de distribución espacial se parecen mucho (no sus valores, evidentemente), y ello no es más que consecuencia de que en su cálculo participan las mismas bandas. Si las bandas fueran más estrechas, probablemente podría separarse mejor la contribución de cada uno de los componentes ópticamente activos del agua y conseguiríamos más precisión en su cuantificación. Asimismo, dependeríamos menos de la turbidez o transparencia del agua como parámetro integrador y mediador entre la concentración de sólidos en suspensión o pigmentos y los valores de radiancia medidos por el sensor.

Aunque no se ha examinado en este caso, por no haber recogido esa información durante las campañas de muestreo, podemos suponer que la temperatura del agua, que condiciona (además de la penetración de la luz y la disponibilidad de nutrientes) a las comunidades de fitoplancton (tanto en su composición como abundancia), debe ser también una variable a tener en cuenta. Fundamentalmente debido a la necesidad de conocer cómo interactúan en las aguas del estuario los diferentes elementos ópticamente activos presentes, y en qué situaciones la presencia de clorofila tiene mayor o menor peso en la coloración del agua frente a los materiales inorgánicos en suspensión. En definitiva, lo que queremos decir es que **un mejor conocimiento de las aguas del estuario y cómo interactúan sus diferentes componentes**, al margen de las imágenes de satélite, contribuiría a mejorar los resultados obtenidos ya que ayudaría a elegir las situaciones idóneas para su estudio con esta técnica.

De forma general, la experiencia en la que se han conseguido mejores resultados ha sido la del 15 de junio de 1993. Los modelos generados para esta imagen son los que funcionan mejor para todos los parámetros, excepto para los sólidos en suspensión como ya hemos comentado. En principio, pensaríamos que las condiciones hidrodinámicas reinantes en el momento de adquisición de esta imagen (marea alta con coeficiente medio y caudal escaso de los ríos) serían favorables para la realización de este trabajo (ya que se asegura una mayor estabilidad de la masa de agua que da margen de tiempo suficiente para llevar a cabo la recogida de las muestras, con garantías de localización correcta de las aguas caracterizadas por los puntos de muestreo) y de hecho, por ello se planificó esa campaña de recogida de muestras. Del mismo modo, otras experiencias llevadas a cabo en situaciones de marea alta han proporcionado resultados muy pobres para la cuantificación de los sólidos

en suspensión, parámetro que es estimado con mayor precisión en las imágenes adquiridas durante la fase de flujo o reflujó. En cualquier caso, el hecho de que los resultados obtenidos para los sólidos en suspensión sean los peores en todas las fechas, por las causas ya mencionadas (influencia del tamaño del grano y composición de los materiales), nos lleva a juzgar que ello no es evidencia suficiente de que las condiciones hidrodinámicas mencionadas no son las mejores para este tipo de trabajos.

Para terminar, nos referiremos a los **modelos multitemporales**, que siempre dan peores resultados en la estimación de los parámetros de calidad del agua que los derivados para cada experiencia en particular. Evidentemente, al incluirse situaciones en las que el aporte al color del agua de los diferentes componentes varía, los modelos son menos precisos para la estimación de los valores de cada fecha en particular. Sin embargo, algunos de ellos (especialmente el de la turbidez) consiguen coeficientes de determinación más que aceptables ($R^2 = 0.73$), que nos dan esperanza de poder obtener, mediante la inclusión de datos de más situaciones diferentes, modelos más ajustados. En este caso, aunque no se consiguiera aumentar mucho la precisión de las estimaciones, su utilidad para aumentar el conocimiento sobre la calidad general de las aguas litorales y las zonas afectadas por la descarga de las aguas turbias de los ríos desde la perspectiva de la gestión medioambiental sería evidente. Para ello, por supuesto, se necesita disponer de datos de más campañas de muestreo simultáneas a la adquisición de imágenes de satélite.

5. APLICACIÓN EN LA GESTIÓN MEDIOAMBIENTAL

Las imágenes de satélite son reconocidas como una importante fuente de información para la gestión medioambiental en general, pero ello es especialmente cierto para la gestión de medios que, por sus especiales características de alto dinamismo y gran variabilidad espacial, puedan extraer toda su utilidad a la continuidad espacial y alta periodicidad temporal de esta fuente de información.

Además del estudio de la calidad de las aguas litorales que es el núcleo central de este trabajo, es posible realizar una explotación más exhaustiva de las imágenes de satélite disponibles, intentado así cubrir las importantes deficiencias de información que existen en torno a un medio ecológicamente tan frágil como es el litoral. Así, se han desarrollado también una serie de aplicaciones temáticas centradas en la caracterización hidrodinámica de estos espacios, que ayudará en el seguimiento de los parámetros de calidad ambiental, y en la evaluación de riesgos que puedan deteriorar los recursos naturales que sustentan.

Gran parte de estas aplicaciones se basan, de diferentes formas, en la interpretación de cartografía de la turbidez del agua para utilizarla como un trazador natural que proporcione información sobre la dinámica de las aguas litorales y estuarinas. En este caso, el objetivo no es cuantitativo, como en la aplicación para la cuantificación y espacialización de parámetros de calidad del agua que acabamos de presentar; no pretendemos generar modelos para estimar cuantitativamente parámetros de calidad del agua. Por ello, no es necesario cumplir requisitos estadísticos tan estrictos como los que hemos exigido a los modelos anteriores para que sean insesgados, eficientes y nos permitan conseguir la mejor estimación posible del parámetro a cuantificar. En este caso, presentamos aplicaciones en las que las imágenes se interpretan desde una perspectiva más cualitativa y para justificar su uso es suficiente con saber que existe una relación entre los valores de la imagen y la turbidez, que vamos a utilizar como un indicador genérico de su calidad. En ese sentido, **todas estas aplicaciones se justifican de forma teórica en el hecho de que existe una correlación significativa entre las bandas de la imagen y la turbidez** (por ejemplo, el coeficiente de correlación entre la turbidez y la banda 2 es de 0.90 para los datos del 15-06-1993, 0.87 para los del 25-11-1994).

La utilidad de las imágenes de satélite en lo que se refiere al estudio del comportamiento dinámico de las aguas oceánicas, costeras y sobre todo estuarinas ha sido demostrada con anterioridad, dado el dinamismo que las caracteriza y el elevado coste que supondría obtener estos datos básicos de su funcionamiento mediante técnicas convencionales (Ojeda Zújar et al. 1994; Robinson et al. 2004).

Como ya se ha comentado, la turbidez o *color* del agua se puede interpretar como un parámetro global de calidad ambiental. La turbidez se considera un buen indicador de la calidad de las aguas, tanto desde el punto de vista sanitario (las aguas más contaminadas suelen ser aguas más turbias) como desde el punto de vista ecológico (en relación con la productividad de las aguas). Aunque debemos partir de la idea de que en realidad, turbidez no es equivalente a contaminación, ni siquiera a calidad de las aguas; aunque sea un buen indicador, turbidez equivale a color del agua, y su relación concreta con los parámetros de calidad del agua sólo podrá establecerse a posteriori, utilizando para ello los valores de dichos parámetros obtenidos mediante análisis de muestras de agua adquiridas simultáneamente.

Recordemos que la aportación fundamental de la teledetección en este sentido es que ofrece una visión bidimensional sinóptica, continua, con alta resolución espacial (mayor de la que puede permitirse cualquier campaña desde barco en zonas tan amplias como las recogidas en una imagen). Además proporciona datos a intervalos fijos de tiempo (16 días en el caso de imágenes Landsat-TM que utilizamos en este trabajo) durante largos periodos (años), incluso en zonas de difícil acceso. Está claro que es imposible conseguir esa visión sinóptica por otros medios: serían necesarios muchos barcos para obtener información adquirida de forma realmente simultánea, y aún así la resolución espacial sería muy gruesa. En el litoral atlántico de Andalucía, la marea es semidiurna y por tanto no se pueden considerar simultáneas las mediciones que no se hayan realizado en un plazo inferior a una hora; en este contexto, queda clara la importancia de la aportación de la teledetección, al ofrecernos (a un bajo coste) una visión realmente simultánea del espacio marino y litoral de interés, que es imposible conseguir por medios más convencionales. Debemos hacer hincapié en la complementariedad de la teledetección con las técnicas convencionales utilizadas en este tipo de trabajos, ya que estas últimas proporcionan información muy exhaustiva desde el punto de vista de los parámetros de calidad del agua, mientras que la teledetección es útil fundamentalmente para aquellos parámetros que incidan bien en el color o la temperatura del agua, que son los dos tipos de parámetros que pueden inferirse a partir de la información que reciben los sistemas de teledetección aquí

utilizados (otro tipo de sensores proporciona otro tipo de información, como rugosidad de la superficie marina, dirección del oleaje, etc.); sin embargo, la teledetección es una técnica mucho más exhaustiva desde el **punto de vista espacial**, y proporciona una visión continua en el espacio del medio litoral objeto de estudio.

En este caso, algunas de las experiencias que presentamos se han llevado a cabo, además de en la Ría de Huelva, en la Bahía de Cádiz para comprobar la posibilidad de aplicar la misma metodología a otras zonas litorales, aunque las conclusiones y su aplicación práctica se realizará exclusivamente para el estuario de los ríos Tinto y Odiel.

En definitiva, desde el punto de vista de la aplicación a la gestión medioambiental se ha trabajado en tres líneas, que son:

1. Caracterización hidrodinámica del estuario del Tinto y Odiel y de la Bahía de Cádiz utilizando la turbidez como un trazador natural.
2. Zonificación de las aguas de la Ría de Huelva y la Bahía de Cádiz buscando su distribución espacial más típica o frecuente.
3. Definición de masas de agua y zonas con un comportamiento homogéneo del agua en la Ría de Huelva.

Todo ello con el objetivo ya señalado de **contribuir a los procesos de gestión de estas aguas**, a los que la teledetección puede colaborar, a partir de los resultados de las experiencias presentadas, de diversas formas. Por ejemplo, proporcionando información básica y fundamental para la definición y delimitación de las masas de agua de transición y costeras tal como exige la Directiva Marco de Aguas de la Unión Europea (Unión Europea 2000). También optimizando el proceso de toma de muestras en la zona de estudio para la caracterización de la calidad del agua; así, se pretende conseguir, utilizando esta información proporcionada por la teledetección, la mejor representación posible de la calidad del agua en la zona con el menor número de muestras, aportando sugerencias sobre cuándo, dónde y cómo tomar las muestras para que sean lo más representativas posible de la calidad de la masa de agua que las contiene.

5.1. Caracterización dinámica de las aguas superficiales

A través de la interpretación conjunta de las estructuras de turbidez que muestran las diferentes imágenes y a la vista de las condiciones hidrodinámicas reinantes en el momento de su adquisición es posible caracterizar los movimientos horizontales del agua en la zona de estudio y extraer algunas conclusiones sobre la **circulación superficial y el intercambio de agua entre el estuario o la bahía y la zona litoral**, tal como ya demostró el trabajo del profesor Ojeda Zújar (Ojeda Zújar 1988).

5.1.1. Metodología

En este apartado describiremos el proceso de trabajo seguido con las imágenes para obtener la caracterización dinámica del estuario del Tinto y Odiel y la Bahía de Cádiz, que se presentarán como resultados en las siguientes secciones.

La información de partida es proporcionada por una serie de imágenes de la zona de estudio, seleccionadas de manera que queden representadas las diferentes situaciones hidrodinámicas. En este caso, se utilizaron veintidós imágenes (Landsat TM y SPOT-HRV) del estuario del Tinto y el Odiel, y doce (todas Landsat TM) de la Bahía de Cádiz. Estas imágenes fueron seleccionadas para recoger el máximo número de situaciones hidrodinámicas diferenciadas en cada ámbito de estudio, de entre las disponibles en su momento.

Para cada una de las imágenes se llevó a cabo un sencillo proceso de clasificación utilizando una banda infrarroja (en concreto, la banda 5 si se usan imágenes Landsat-TM, correspondiente al infrarrojo medio y la banda 3 para las imágenes SPOT HRV-X, en la región del infrarrojo próximo) para individualizar las zonas emergidas. Posteriormente, sobre las zonas identificadas como aguas interiores y costeras se procedió a la segmentación de uno de los canales visibles. Aunque la turbidez queda claramente reflejada en todas las bandas de la región visible, como se recoge en la bibliografía especializada (Chesire et al. 1985), la exigencia de evitar los efectos batimétricos y la dispersión atmosférica nos llevó a rechazar las bandas de menor longitud de onda, especialmente la banda 1 de Landsat 5 TM (azul); por otra parte, la

necesidad de caracterizar el mayor espesor posible de la masa de agua hace que sean las bandas de menor longitud de onda dentro del visible las más idóneas, por lo que finalmente se utilizó la banda correspondiente a la longitud de onda verde (banda 2 en Landsat 5 TM y banda 1 en SPOT 3 HRV-X). Esta banda visible se reclasificó en varios intervalos (de diferente anchura y diferentes para cada imagen, para que mostraran lo mejor posible las estructuras de turbidez, ya que además no están corregidas atmosféricamente ni transformadas en valores de reflectividad aparente) en función de sus valores digitales, que indican niveles de turbidez crecientes.

El resultado final (figuras. 5.1.2.1 a 5.1.2.22 para la Ría de Huelva y 5.1.3.1 a 5.1.3.12 para la Bahía de Cádiz) son imágenes en las cuales las estructuras de turbidez son fácilmente interpretadas de forma cualitativa y desde la perspectiva dinámica (desplazamientos horizontales de las aguas superficiales) sin necesidad de los complejos procesos de correcciones geométricas y normalización radiométrica necesarios para los estudios cuantitativos y de calidad, como los que constituyen el eje central de este trabajo.

La variedad de condiciones dinámicas recogidas por las imágenes seleccionadas y el carácter cíclico de algunos de los principales factores que controlan las estructuras de turbidez (fundamentalmente la marea), permiten caracterizar las situaciones más típicas del funcionamiento dinámico de las zonas de estudio.

5.1.2. Ría de Huelva

Las veintidós imágenes de satélite seleccionadas representan otras tantas situaciones sinópticas de las estructuras de turbidez asociadas a diversas condiciones hidrodinámicas en el estuario (coeficientes y fase de marea) que se detallan en la Tabla 5.1.2.1.

Los resultados de la aplicación del tratamiento comentado en la sección anterior a las imágenes seleccionadas se muestran en las figuras 5.1.2.1 a 5.1.2.22 (ordenadas según la fase de marea, empezando una vez alcanzada la pleamar).

Fecha	Hora	Altura ¹ (m)	Altura corregida ²	Coficiente (12 h)	Fase ³
15-10-85	10:30	0.85	0.77	105	+1h56m
04-02-87	11:27	0.97	0.92	49	-0h52m
18-04-87	11:27	0.81	0.72	57	+0h43m
10-10-89	10:30	2.69	2.69	69	-6h23m
15-02-90	10:24	1.05	0.97	51	-0h54m
09-07-90	10:22	1.13	1.13	78	+1h39m
26-08-90	10:22	1.11	1.08	45	-1h00m
01-01-91	10:22	1.02	0.89	97	+1h54m
09-05-91	10:24	2.59	2.59	65	-6h06m
13-08-91	10:26	0.41	0.41	83	+0h19m
17-11-91	10:26	2.69	2.61	66	-6h20m
05-02-92	10:25	0.73	0.65	108	+1h14m
28-06-92	10:25	2.58		81	+4h19m
14-07-92	10:25	1.60		76	+2h32m
15-08-92	10:25	0.95	0.91	102	+1h24m
15-06-93	10:27	2.57		57	+5h56m
25-11-94	10:16	1.47	1.36	49	-2h10m
09-09-95	10:04	1.13	1.08	106	+2h02m
22-05-96	10:30	0.98	0.96	54	-0h 16m
09-07-96	10:30	2.47	2.49	49	-5h12m
18-07-99	10:40	1.01	1.00	66	-1h07m
23-11-99	10:30	1.50	1.40		+2h43m

Tabla 5.1.2.1. Fase, altura y coeficiente de marea en el momento de adquisición de las imágenes de la Ría de Huelva.

¹ Altura de la marea calculada para la hora de adquisición de la imagen a partir de los datos del puerto de Huelva tomados del Anuario de Marea del Instituto Hidrográfico de la Marina o de la página Web <http://www.lpsurf.com/mareas.php>. El método utilizado para calcularla es el propuesto en los Anuarios de Marea del Instituto Hidrográfico de la Marina (Instituto Hidrográfico de la Marina 1977b).

² Altura de la marea corregida en función de la presión atmosférica, a partir de los datos proporcionados por el Instituto Hidrográfico de la Marina (Instituto Hidrográfico de la Marina 1977a).

³ Diferencia horaria desde (+) o hasta (-) la bajamar más próxima.

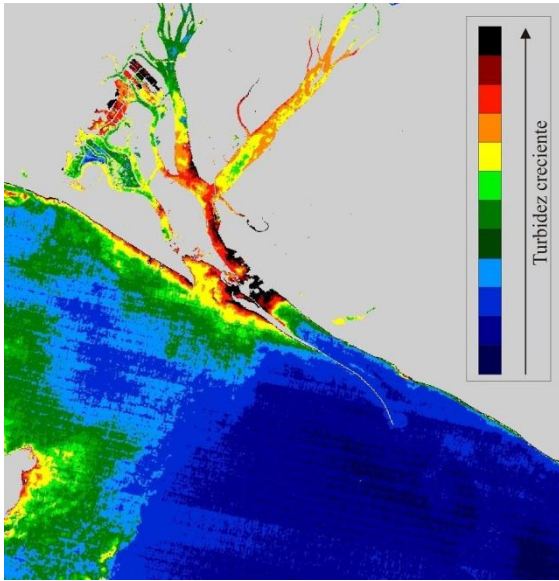


Figura 5.1.2.1. Niveles de turbidez a partir de la imagen de fecha 10-10-1989.

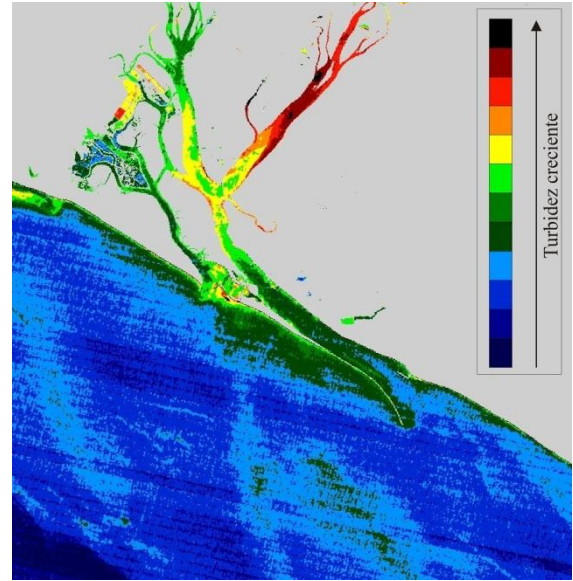


Figura 5.1.2.2. Niveles de turbidez a partir de la imagen de fecha 17-11-1991.

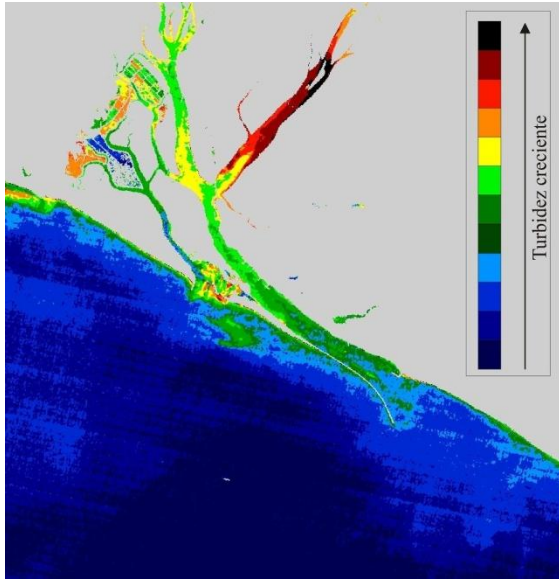


Figura 5.1.2.3. Niveles de turbidez a partir de la imagen de fecha 09-05-1991.

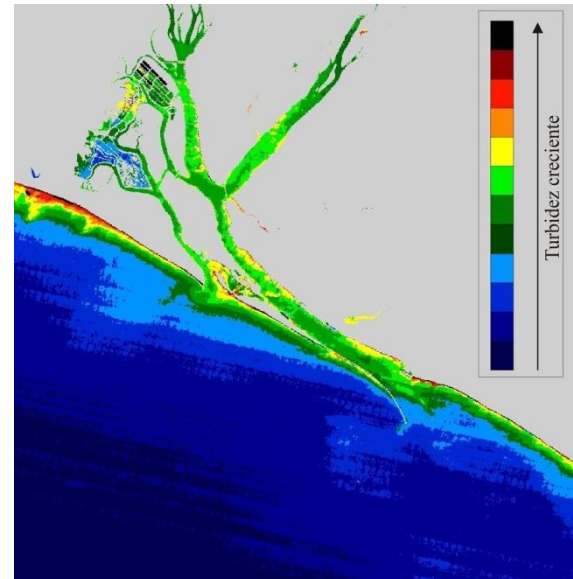


Figura 5.1.2.4. Niveles de turbidez a partir de la imagen de fecha 09-07-1996.

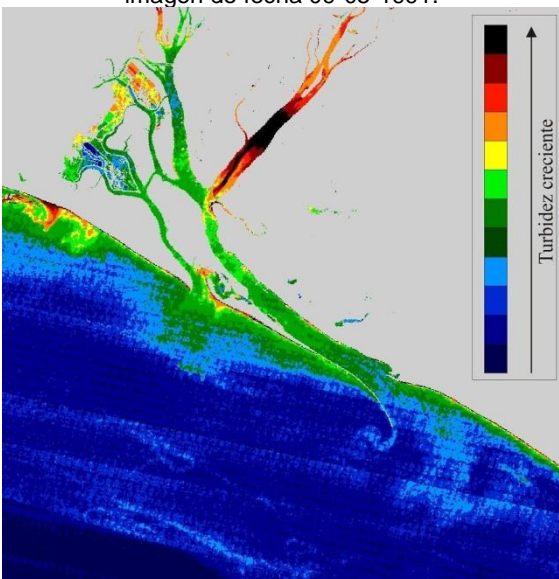


Figura 5.1.2.5. Niveles de turbidez a partir de la imagen de fecha 25-11-1994.

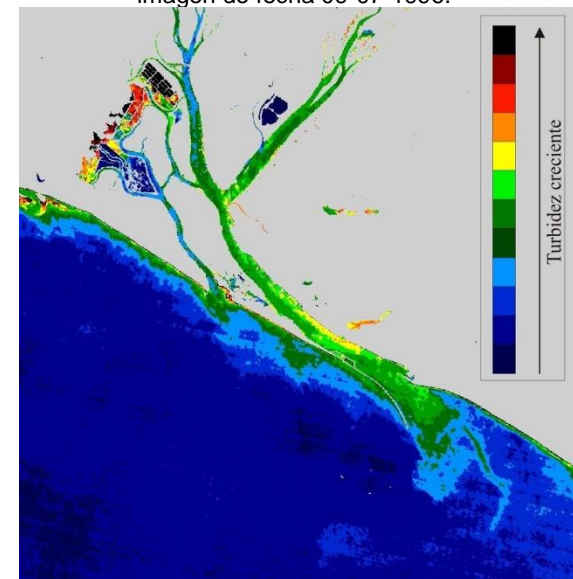


Figura 5.1.2.6. Niveles de turbidez a partir de la imagen de fecha 18-07-1999.

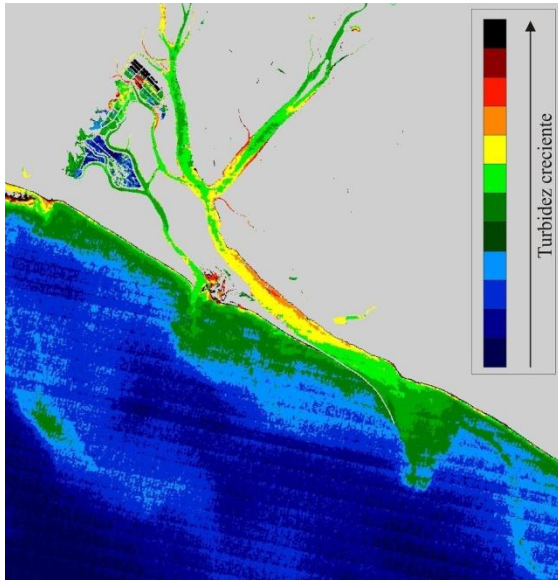


Figura 5.1.2.7. Niveles de turbidez a partir de la imagen de fecha 26-08-1990.

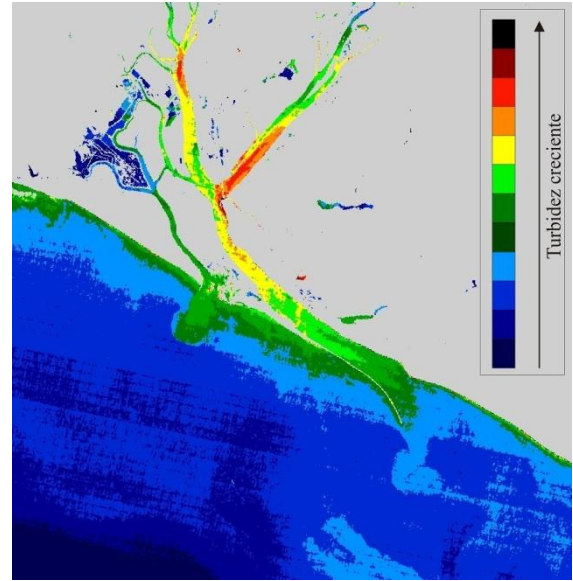


Figura 5.1.2.8. Niveles de turbidez a partir de la imagen de fecha 15-02-1990.

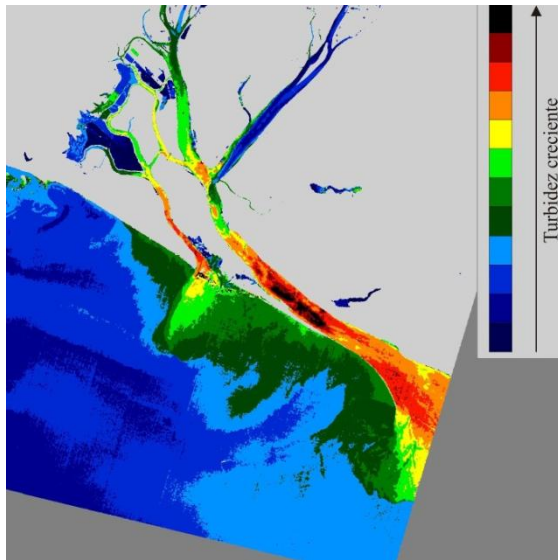


Figura 5.1.2.9. Niveles de turbidez a partir de la imagen de fecha 04-02-1987.

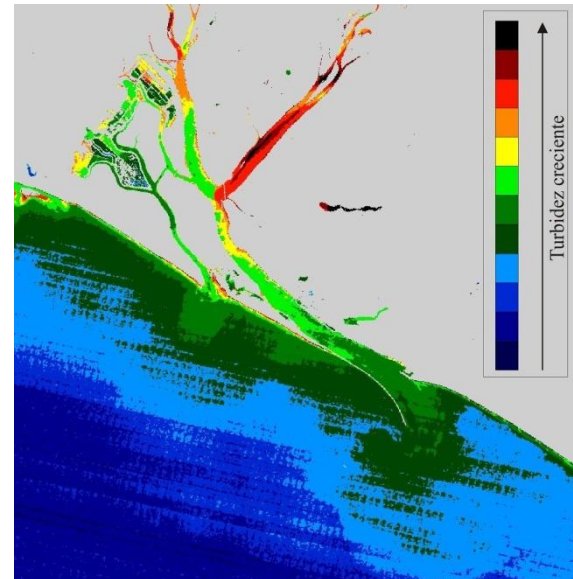


Figura 5.1.2.10. Niveles de turbidez a partir de la imagen de fecha 22-05-1996.

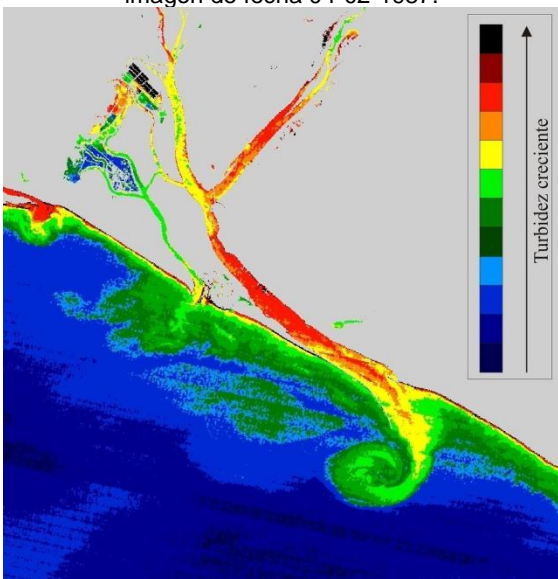


Figura 5.1.2.11. Niveles de turbidez a partir de la imagen de fecha 13-08-1991.

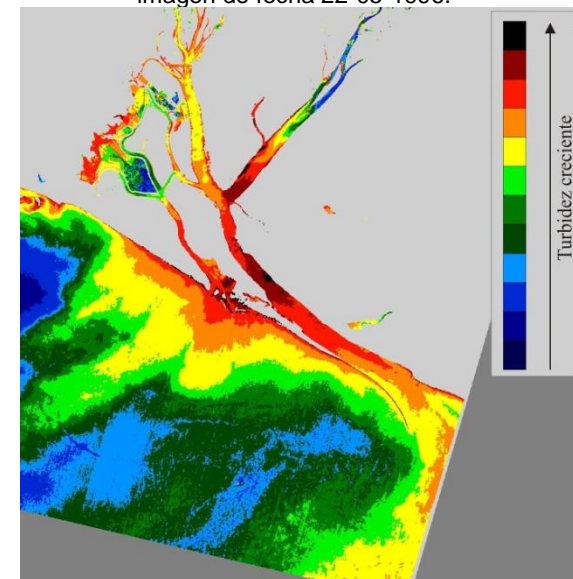


Figura 5.1.2.12. Niveles de turbidez a partir de la imagen de fecha 18-04-1987.

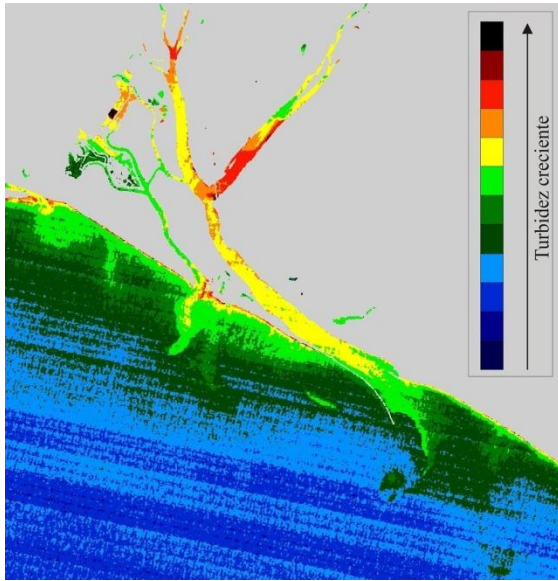


Figura 5.1.2.13. Niveles de turbidez a partir de la imagen de fecha 05-02-1992.

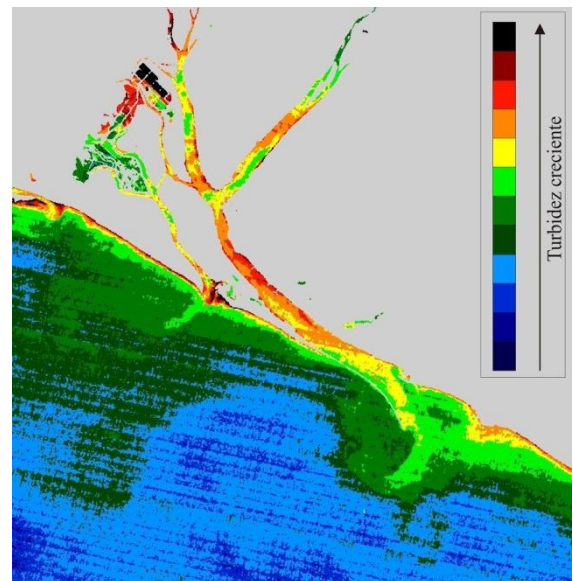


Figura 5.1.2.14. Niveles de turbidez a partir de la imagen de fecha 15-08-1992.

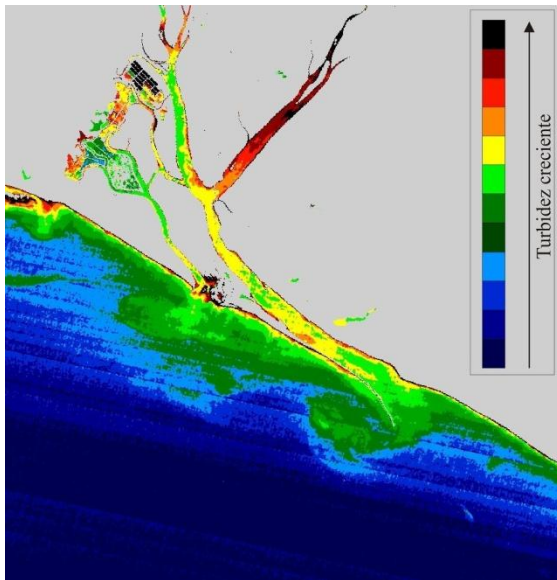


Figura 5.1.2.15. Niveles de turbidez a partir de la imagen de fecha 09-07-1990.

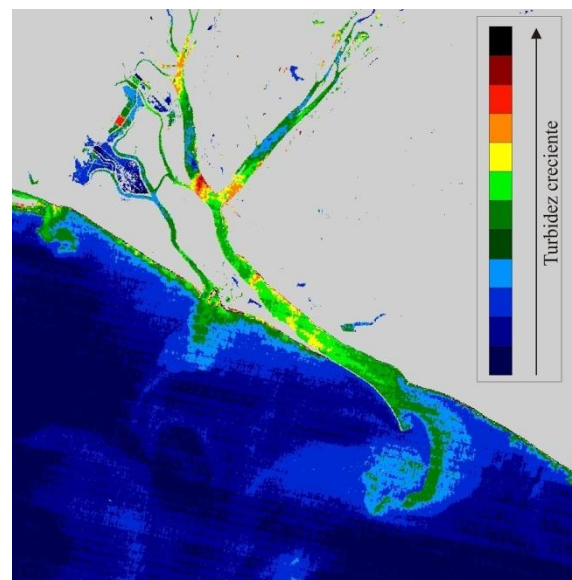


Figura 5.1.2.16. Niveles de turbidez a partir de la imagen de fecha 01-01-1991.

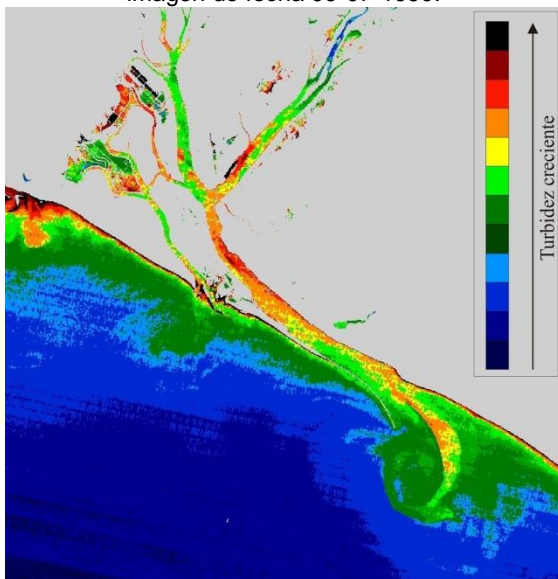


Figura 5.1.2.17. Niveles de turbidez a partir de la imagen de fecha 15-10-1985.

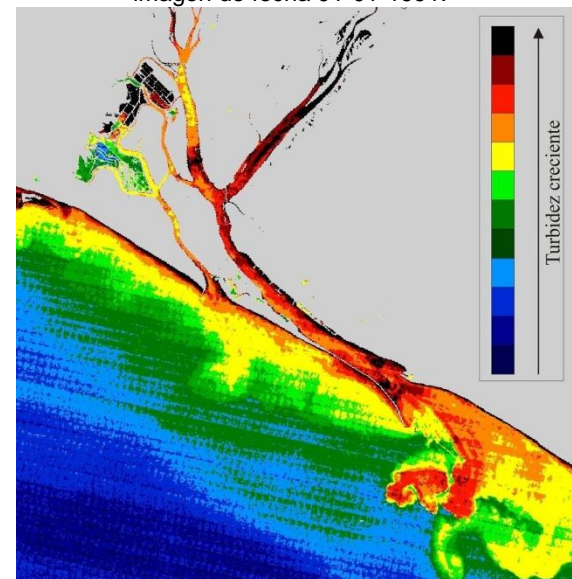


Figura 5.1.2.18. Niveles de turbidez a partir de la imagen de fecha 09-09-1995.

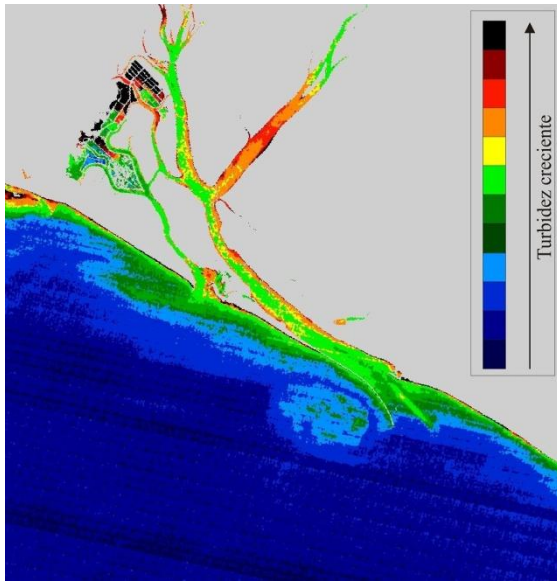


Figura 5.1.2.19. Niveles de turbidez a partir de la imagen de fecha 14-07-1992.

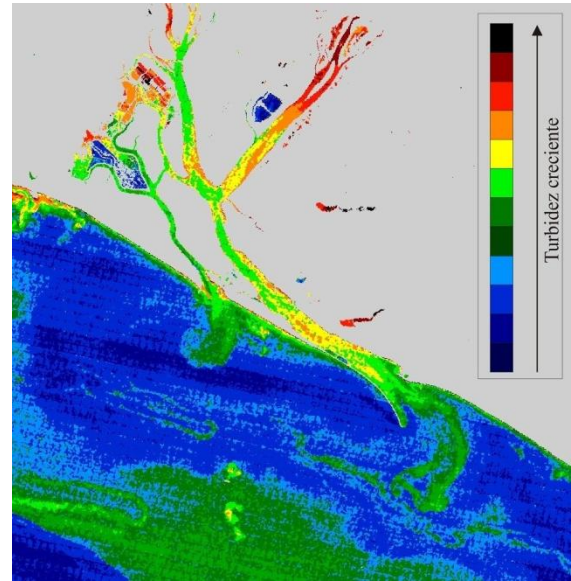


Figura 5.1.2.20. Niveles de turbidez a partir de la imagen de fecha 23-11-1999.

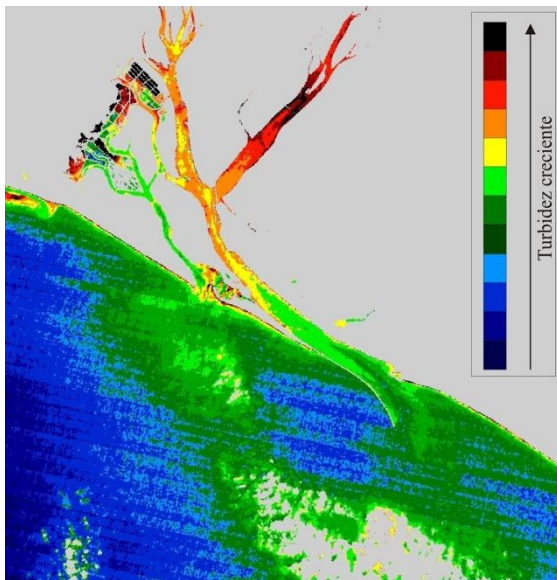


Figura 5.1.2.21. Niveles de turbidez a partir de la imagen de fecha 28-06-1992.

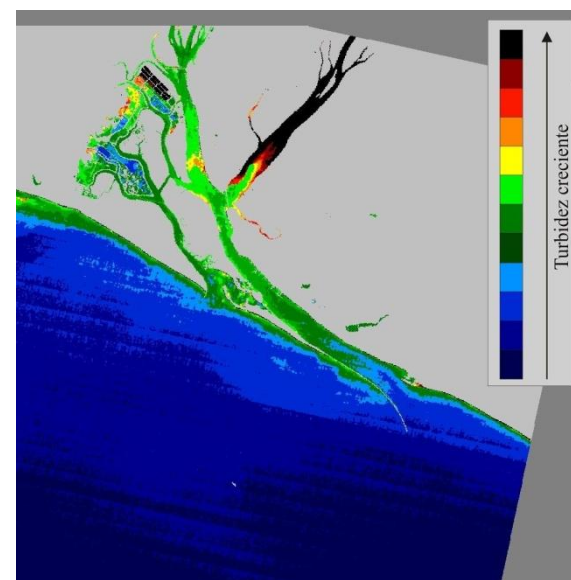


Figura 5.1.2.22. Niveles de turbidez a partir de la imagen de fecha 15-06-1993.

La utilización de estas estructuras de turbidez como *trazadores naturales* nos permite extraer, como primeros resultados tras su interpretación, un conjunto de consideraciones dinámicas de gran interés respecto al funcionamiento de este estuario que resumimos a continuación. Recordemos que el Anexo 5 presenta un pequeño glosario de términos relacionados con la dinámica litoral y las mareas.

Fase de flujo:

- Las corrientes de flujo se establecen en el canal central de estuario con un desfase horario respecto al establecimiento teórico del cambio de ciclo, que puede alcanzar más de dos horas (figuras 5.1.2.17 y 5.1.2.18) en función del coeficiente (a mayor coeficiente, mayor desfase). Este desfase está relacionado con la inercia del movimiento de las aguas que salen del estuario.
- Sin embargo, este desfase presenta características peculiares en ambos márgenes del canal principal. En este sentido, el desfase es menor en el margen izquierda y las corrientes de flujo se establecen aquí antes (menor profundidad, canalización principal del reflujo por el margen derecha) que en el margen derecha junto al dique (debido al efecto Coriolis, mayor profundidad, mayor inercia de la masa de agua...). Con ello, tenemos un periodo de una a dos horas tras el establecimiento del flujo en alta mar en que se produce a la entrada del estuario una circulación en doble sentido (figura 5.1.2.16). Este hecho se ha modificado un poco tras la construcción del puerto de Mazagón (figura 5.1.2.19).
- Una vez que se ha establecido el flujo en toda la sección del canal principal del Padre Santo (figura 5.1.2.3), la onda de marea se propaga por éste de forma homogénea (entre las horas 2 y 6 de la fase de flujo), dejando los niveles más altos de turbidez aguas arriba.

Propagación de la onda de marea:

- Este desplazamiento homogéneo de la onda de flujo en el canal principal contrasta con el comportamiento diferencial del mismo tras la confluencia de los ríos Tinto y Odiel.
 - La onda de marea se propaga con mayor facilidad por el canal del Odiel debido a su mayor sección y a su favorable orientación geométrica respecto al canal principal (figuras 5.1.2.2 y 5.1.2.3).
 - La onda se retrasa y penetra con mayor dificultad por el canal del Tinto (figuras 5.1.2.2 y 5.1.2.3) debido a su menor sección y su orientación geométrica desfavorable (casi 90° respecto al canal principal) (Morales & Borrego 2000).

- La onda de marea y las corrientes inducidas, a la vez que se propagan hacia el sector septentrional del estuario del Odiel, penetran por el Caño del Burro (figura 5.1.2.2) bordeando la Isla de Enmedio. Una parte de las aguas de flujo ocupan el caño que conecta el anterior con el Canal de Punta Umbría (figura 5.1.2.3), debido al comportamiento diferencial de la propagación de la onda de marea entre este canal y el estuario del Odiel. Este comportamiento diferencial se debe, según Borrego (Borrego Flores 1992), a que la propagación de la onda de marea en el Odiel es de tipo hipersincrónico (aumentando el rango mareal, por predominio del efecto de convergencia, a medida que nos desplazamos hacia el estuario superior), mientras en el Canal de Punta Umbría es levemente hiposincrónico (disminuye el rango de marea, por el efecto de fricción, a medida que nos desplazamos aguas arriba), así como al leve retraso en el establecimiento, en este último, de la pleamar.

Fase de reflujos:

- Las corrientes de flujo se mantienen durante un periodo de tiempo después del establecimiento de la marea alta (Baonza & Plata 1982). En este sentido, el desfase para el establecimiento de las corrientes de reflujos se produce de forma similar al existente para las corrientes de flujo, aunque en este caso es menor debido a las limitaciones impuestas por la configuración del estuario (menor inercia, gravedad, influencia de las márgenes...).
- Durante el semiciclo mareal de reflujos, una vez establecidas las corrientes inducidas en el Odiel, sus aguas son dirigidas hacia la confluencia con el Tinto, lo cual, debido al mayor prisma mareal que moviliza este estuario, impide el desagüe de las aguas de éste, durante un periodo variable, al Canal principal del Padre Santo (figuras 5.1.2.12 y 5.1.2.13). Todo ello evidencia las dificultades de renovación de las aguas de este estuario tanto en reflujos como en flujo.
- Durante la fase de reflujos son de enorme interés las configuraciones que adoptan las plumas de turbidez generadas por las aguas salientes del Canal del Padre Santo y del Canal de Punta Umbría, una vez alcanzan las aguas costeras litorales. Este hecho es del máximo interés medioambiental, ya que es a través del mismo como se produce el intercambio entre las aguas *turbias* estuarinas y

las aguas litorales circundantes. En este sentido, la fase y el coeficiente de marea parecen ser factores determinantes como lo demuestran la similitud de estructuras de turbidez generadas cuando los factores antes citados adoptan valores similares (figuras 5.1.2.15 y 5.1.2.19 por un lado y figuras 5.1.2.11, 5.1.2.16 y 5.1.2.17 por otro).

- Una característica remarcable es la persistencia de la inflexión de las aguas expulsadas por el reflujo hacia el Oeste, hecho observable en casi la totalidad de las imágenes con corrientes dominantes de reflujo. A ello contribuye la combinación del mantenimiento de la fase de reflujo hasta dos horas después del cambio teórico de ciclo y el movimiento dominante hacia el oeste de las aguas exteriores, propiciado por la propagación de la marea en esa zona externa, donde ya ha cambiado el ciclo.
- Sin embargo, esta inflexión puede adoptar diferentes configuraciones en función, fundamentalmente, del coeficiente de marea. En este sentido, con coeficientes bajos (figura 5.1.2.15), la inflexión es brusca, mientras con coeficientes elevados (figuras 5.1.2.16, 5.1.2.11 y 5.1.2.17) la inflexión adopta una estructura en espiral tanto más alejada del dique cuanto el coeficiente es mayor.
- En determinadas situaciones (figuras 5.1.2.15, 5.1.2.19 y 5.1.2.11) el agua evacuada supera en una elevada proporción el dique y se desplaza hacia poniente manteniendo sus características de turbidez. Este hecho es de gran interés de cara a la renovación del estuario, a la vez que constata el desplazamiento exterior hacia el oeste.

Máximo de turbidez:

- Como puede apreciarse, las estructuras de turbidez en el estuario definen con precisión la situación de los *máximos de turbidez*, zonas en las que se concentra el agua turbia estuarina que no puede ser evacuada en un ciclo de marea. Su posición depende del coeficiente y la fase de la marea y del caudal fluvial. Es interesante remarcar como en las situaciones de reflujo, estos máximos de turbidez se sitúan, casi siempre, en el Canal de Padre Santo (figuras 5.1.2.14, 5.1.2.17 y 5.1.2.20).

Plumas de turbidez:

- Por último, otro hecho del mayor interés medioambiental es el comportamiento diferencial que, en las fases de reflujos, adoptan las plumas de turbidez expulsadas por el Canal del Padre Santo y el Canal de Punta Umbría:
 - Con coeficientes bajos (figura 5.1.2.9) el principal intercambio de las aguas "turbias" estuarinas (no del volumen total de agua) se produce a través del Canal de Punta Umbría, ya que las aguas turbias del Canal del Padre Santo solo superan en una escasa proporción, con estos coeficientes, el dique de acceso al Puerto de Huelva.
 - Con coeficientes medios (figuras 5.1.2.15 y 5.1.2.19) las aguas turbias expulsadas configuran plumas de parecida extensión superficial en ambos canales.
 - Con coeficientes elevados (figuras 5.1.2.11, 5.1.2.16 y 5.1.2.17), la expulsión de aguas turbias estuarinas es más importante en el Canal del Padre Santo, superando en una elevada proporción el Dique de acceso al Puerto de Huelva.

En todas las situaciones es significativo constatar la importante extensión superficial ocupada por las aguas turbias asociadas a la pluma del Canal Punta Umbría, hecho que queda patente si se compara con las expulsadas por el estuario del Piedras (figura 5.1.2.15) (hoy, en la práctica, un canal mareal de parecidas dimensiones). Este hecho, de gran interés medioambiental para el seguimiento y control de la calidad de aguas litorales y estuarinas (como se verá en los capítulos siguientes), puede estar relacionado, con el comportamiento diferencial de la propagación de la onda de marea entre el estuario del Tinto y Odiel y el Canal de Punta Umbría que comentamos con antelación. Según Borrego (Borrego Flores 1992), este hecho hace que el canal de Punta Umbría drene, durante el reflujos, una parte de las aguas introducidas en el Canal de Burro por las corrientes de flujo provenientes del estuario del Odiel. Por ello, el canal que conecta el Canal del Burro con el de Punta Umbría presenta un flujo unidireccional en esta dirección, tanto en las corrientes de flujo como de reflujos; por otra parte, el Canal de Punta Umbría evacuaría un volumen superior de aguas durante el reflujos de las que penetran en el mismo canal durante el semiciclo de flujo.

Toda esta información sobre el funcionamiento y la dinámica del estuario se ha resumido en las figuras 5.1.2.23 y 5.1.2.24, que muestran de forma gráfica las principales características de la propagación de la marea durante los semiciclos de flujo y reflujo respectivamente.

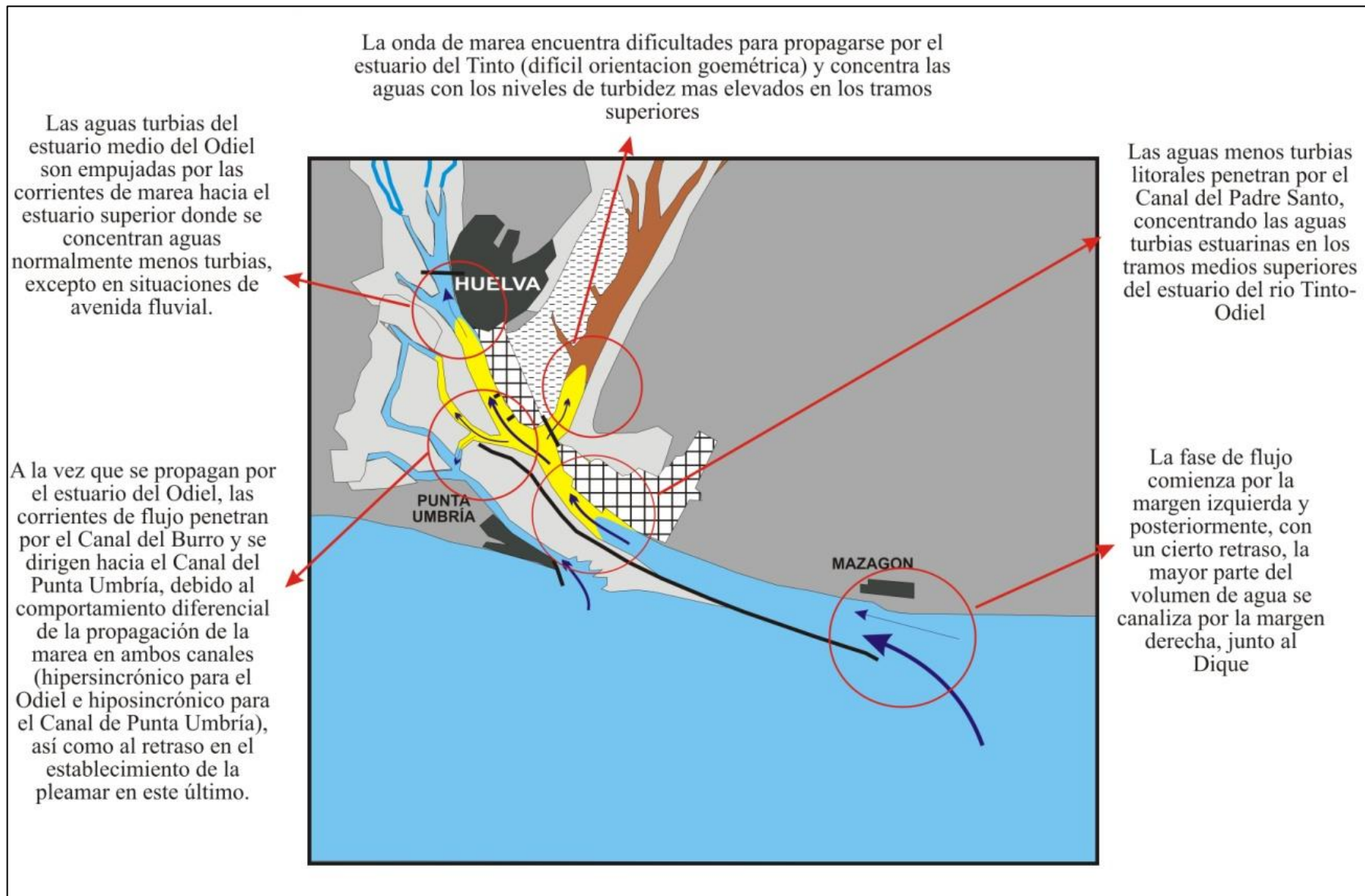


Figura 5.1.2.23. Principales características de la propagación de la marea durante el semiciclo de flujo en el estuario de los ríos Tinto y Odiel.

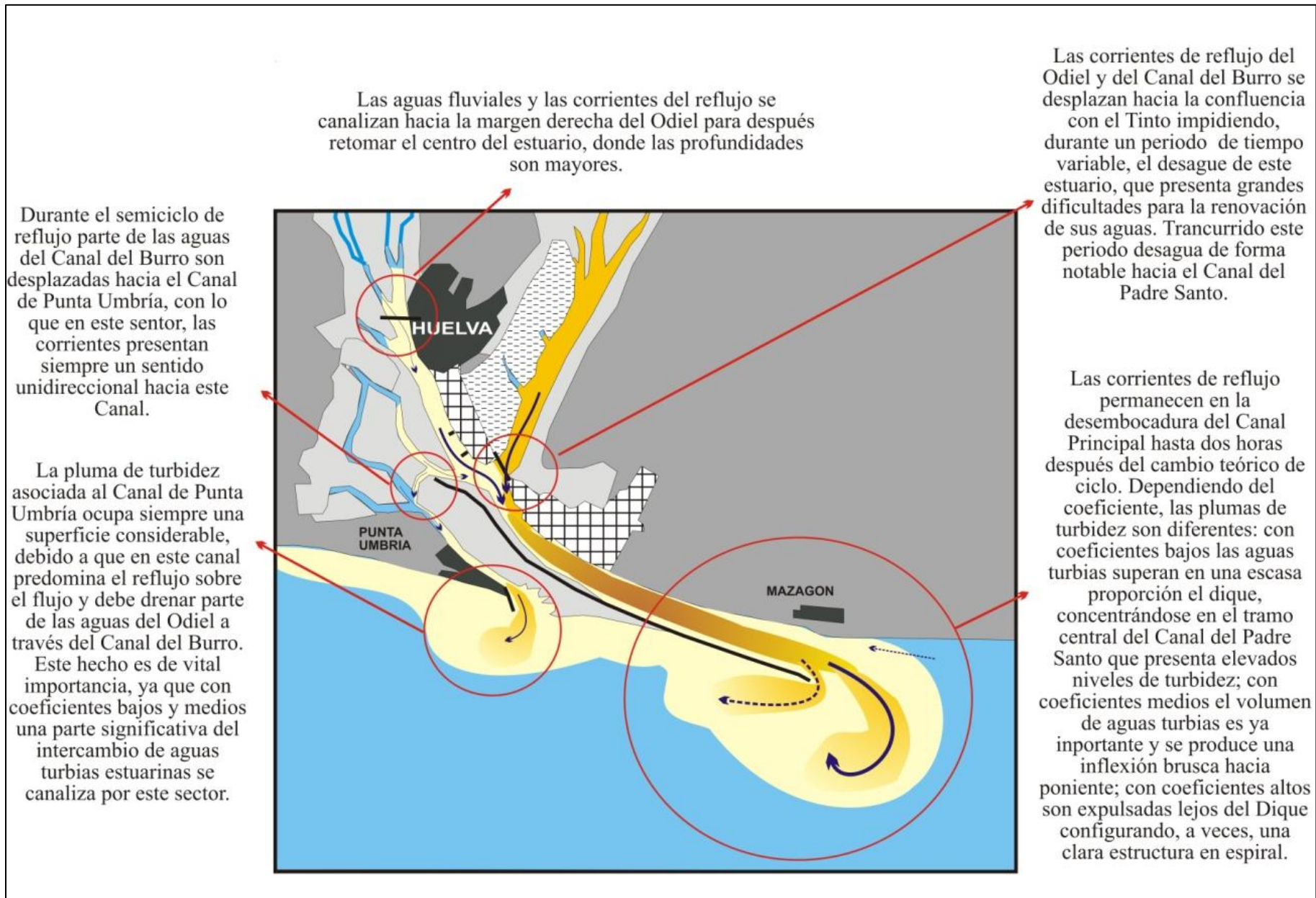


Figura 5.1.2.24. Principales características de la propagación de la marea durante el semiciclo de reflujo en el estuario de los ríos Tinto y Odiel.

5.1.3. Bahía de Cádiz

Como ya se ha comentado al hablar del área de estudio (apartado 3.2), la Bahía de Cádiz es un complejo espacio litoral cuya configuración actual procede de una larga evolución geomorfológica. Fruto de ella en la actualidad podemos diferenciar varios sectores con una dinámica diferente. De cara al estudio de la dinámica de las aguas de la Bahía que abordamos aquí hemos individualizado los siguientes sectores, que se utilizarán en la descripción de su funcionamiento hidrodinámico y se muestran en la Figura 5.1.3.1:

- Bahía interior. Corresponde al espacio comprendido entre las formaciones marismeñas tradicionalmente explotadas como salinas al oeste de San Fernando y el estrecho formado por los Bajos de la Cabezuela y la propia ciudad de Cádiz. Este espacio, protegido de la incidencia directa del oleaje oceánico es drenado por el Canal Principal que se continúa por el Caño de la Carraca, el cual individualiza dos sectores: uno al nordeste ocupado por diferentes niveles de marisma natural y otro, al suroeste, caracterizado por su escasa profundidad y donde las diferentes unidades de marisma se extienden por una estrecha franja flanqueando la isla de San Fernando y el cordón arenoso que la une a la Ciudad de Cádiz.
- Bahía exterior. Es el espacio comprendido entre el Estrecho de Puntales y la línea imaginaria que cerraría la Bahía desde Cádiz a Rota. Este espacio, a su vez, se encuentra dividido en dos sectores por la presencia de un rosario de bajos rocosos y arrecifes que se prolongan desde Cádiz hasta la Punta de Santa Catalina (Las Puercas, El Diamante, etc.). Desde la perspectiva de la dinámica de las aguas, estos dos sectores presentan características diferentes:
 - Sector A. Situado al norte de la divisoria submarina ejercida por los bajos mencionados. Su posición más exterior hace que sea una zona expuesta claramente a la influencia del oleaje y con una conexión franca y extensa con las aguas marinas exteriores.
 - Sector B. Su posición más interior y la presencia de los bajos le proporcionan protección frente al oleaje, siendo una zona semiexpuesta al mismo y cuyas aguas utilizan los pasos existentes entre los bajos y arrecifes para su conexión con el sector A y con las aguas marinas

exteriores: el Canal Norte, entre los bajos del Diamante y la Punta de Santa Catalina, el Canal Grande entre los bajos del Diamante y Las Puercas y, en menor medida, el Canal Sur entre los bajos de Las Puercas y la ciudad de Cádiz.



Figura 5.1.3.1. Sectores de la Bahía de Cádiz para la descripción de su funcionamiento hidrodinámico.

Las doce imágenes de satélite seleccionadas representan situaciones sinópticas de las estructuras de turbidez asociadas a diversas condiciones hidrodinámicas de la Bahía. En concreto, la situación de marea correspondiente a cada una de las imágenes utilizadas se indica en la tabla 5.1.3.1.

Los resultados de la segmentación de la banda verde para las doce imágenes seleccionadas, en aplicación del proceso de tratamiento ya comentado, se presentan en las figuras 5.1.3.2 a 5.1.3.13, ordenadas según la fase de marea y empezando por la pleamar.

Fecha	Hora ⁴	Altura (m)	Coficiente (12 h)⁵	Fase⁶
02-10-1986	10h 23m	2.53	0.95	-3h 52m
01-04-1989	10h 23m	2.48	0.80	+5h 23m
07-08-1989	10h 23m	1.54	0.55	-1h 47m
10-10-1989	10h 30m	2.72	0.69	+5h 35m
09-07-1990	10h 22m	1.09	0.78	+0h 37m
13-08-1991	10h 26m	0.80	0.83	-0h 49m
14-09-1991	10h 23m	1.77	0.73	-2h 07m
23-07-1995	10h 23m	2.32	0.55	+5h 09m
22-05-1996	10h 30m	1.14	0.54	-0h 17m
07-06-1996	10h 23m	1.05	0.64	-0h 57m
09-07-1996	10h 30m	2.34	0.49	-4h 58m
23-11-1999	10h 30m	1.45		+2h 41m

Tabla 5.1.3.1. Fase, altura y coeficiente de marea en el momento de adquisición de las imágenes de la Bahía de Cádiz.

⁴ Hora UTC

⁵ Coeficiente de marea a las 12 horas, obtenido de los Anuarios de Marea del Instituto Hidrográfico de la Marina.

⁶ Horas desde (+) o hasta (-) la bajamar más próxima, calculada a partir de la hora de adquisición de la imagen y los datos de marea proporcionados por los Anuarios de Marea del Instituto Hidrográfico de la Marina.

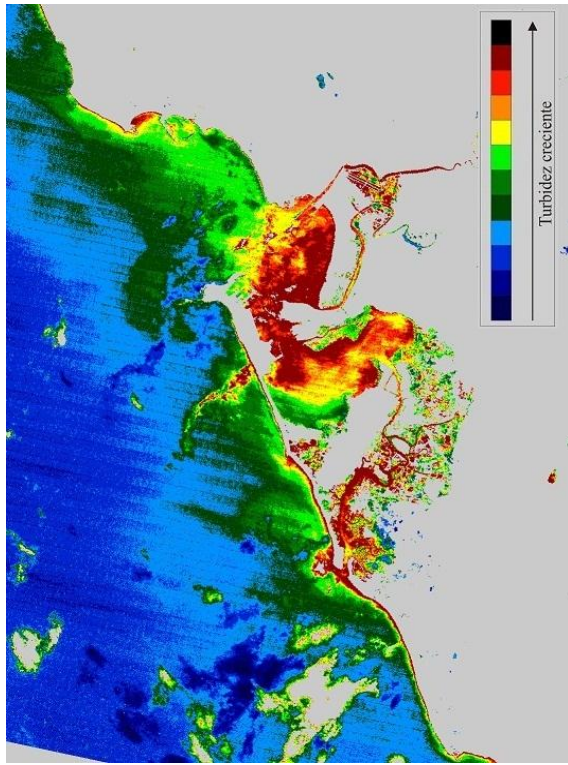


Figura 5.1.3.2. Niveles de turbidez a partir de la imagen de fecha 09-07-1996.

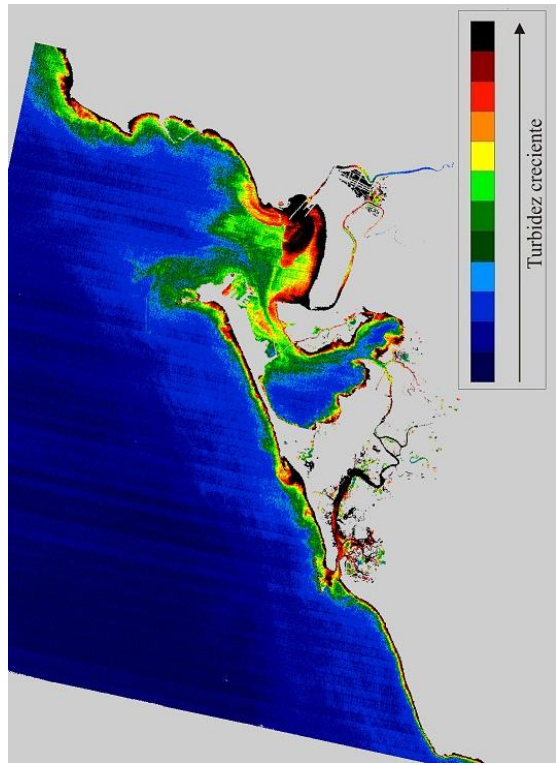


Figura 5.1.3.3. Niveles de turbidez a partir de la imagen de fecha 02-10-1986.

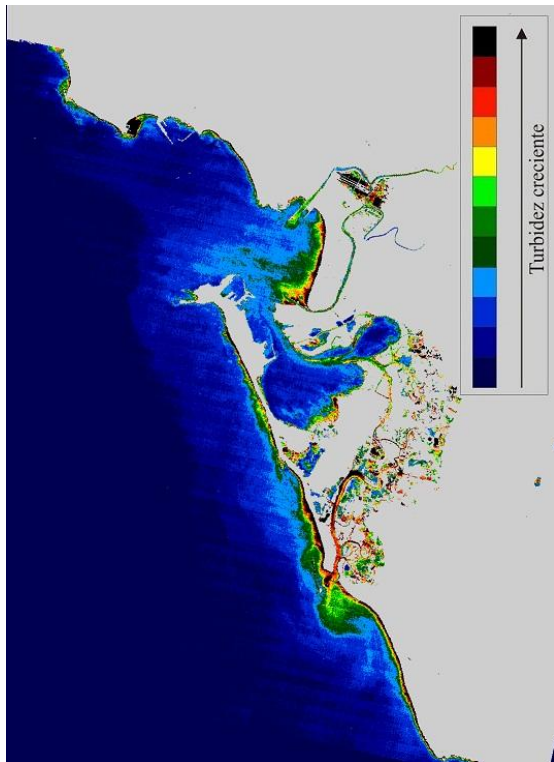


Figura 5.1.3.4. Niveles de turbidez a partir de la imagen de fecha 14-09-1991.

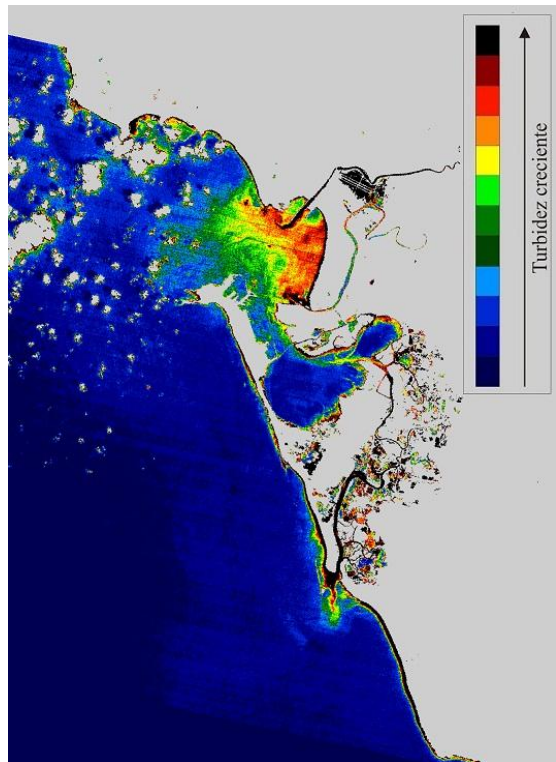


Figura 5.1.3.5. Niveles de turbidez a partir de la imagen de fecha 07-08-1989.

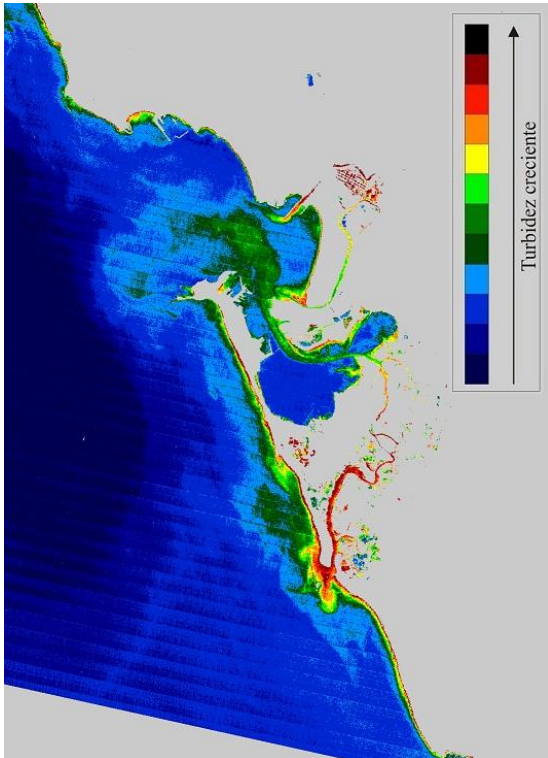


Figura 5.1.3.6. Niveles de turbidez a partir de la imagen de fecha 07-06-1996.

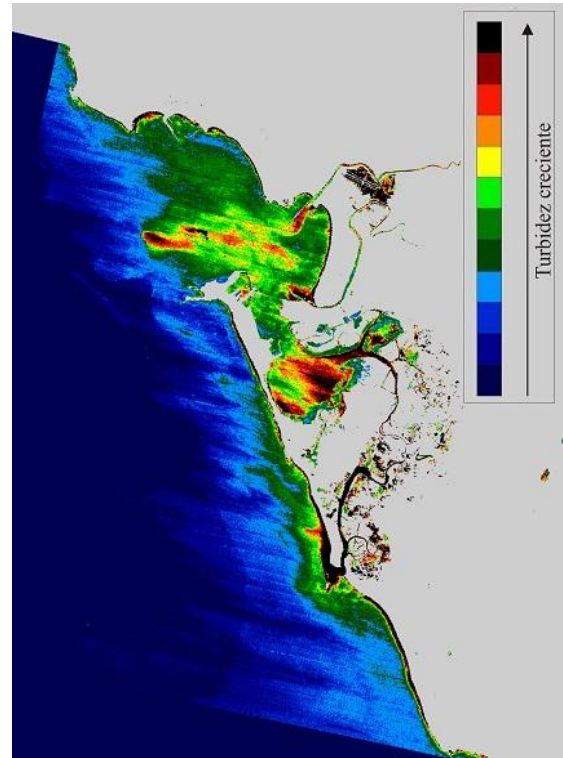


Figura 5.1.3.7. Niveles de turbidez a partir de la imagen de fecha 13-08-1991.

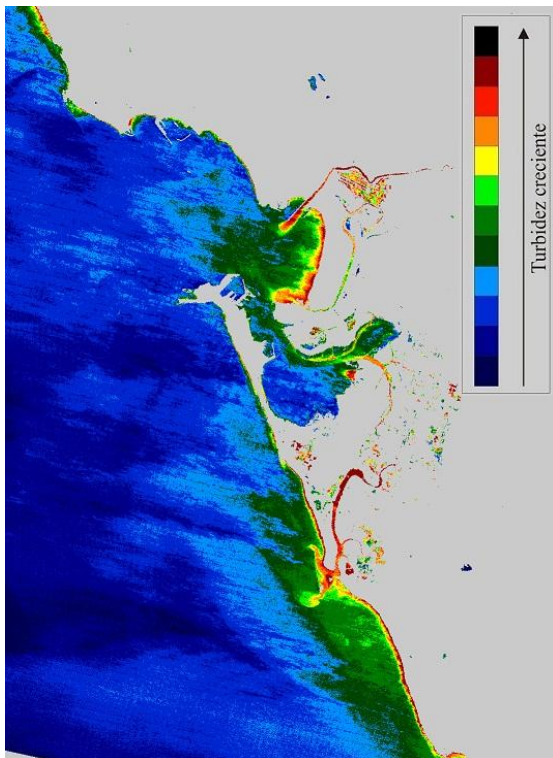


Figura 5.1.3.8. Niveles de turbidez a partir de la imagen de fecha 22-05-1996.

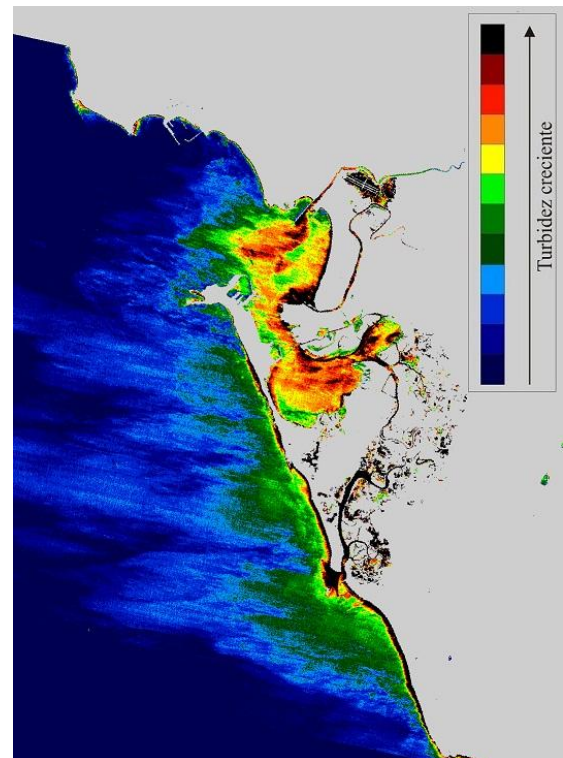


Figura 5.1.3.9. Niveles de turbidez a partir de la imagen de fecha 09-07-1990.

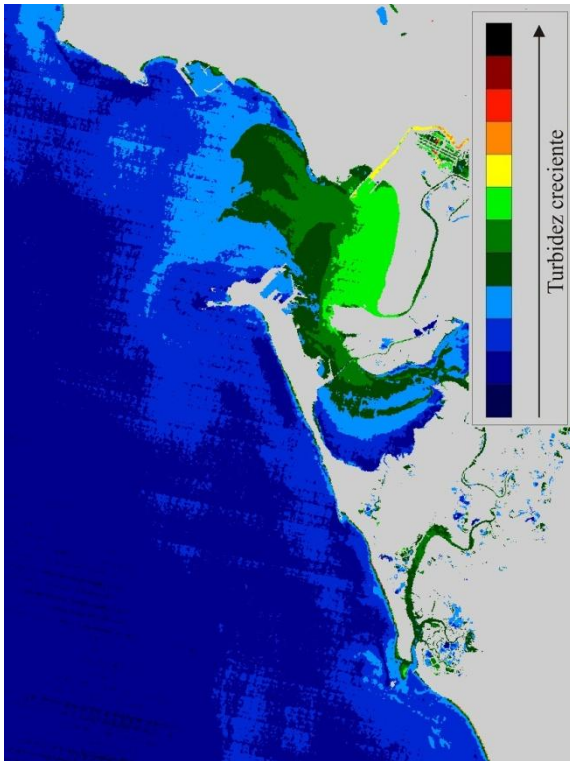


Figura 5.1.3.10. Niveles de turbidez a partir de la imagen de fecha 23-11-1999.

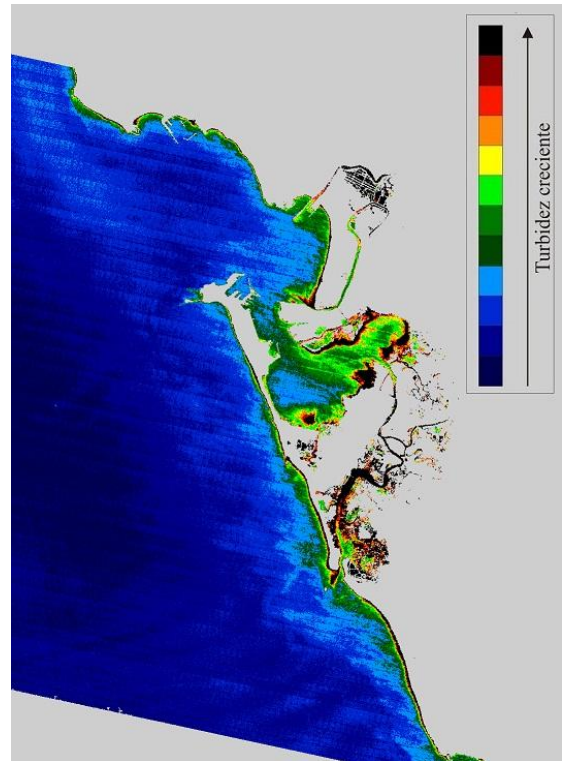


Figura 5.1.3.11. Niveles de turbidez a partir de la imagen de fecha 23-07-1995.

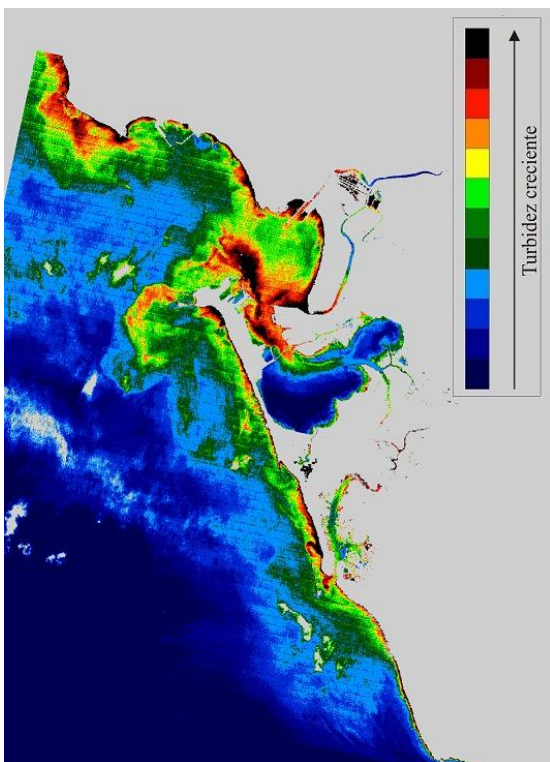


Figura 5.1.3.12. Niveles de turbidez a partir de la imagen de fecha 01-04-1989.

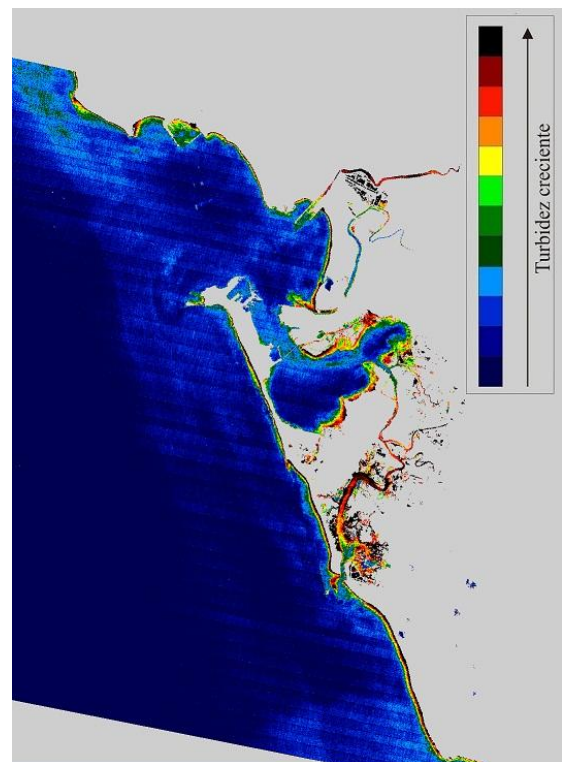


Figura 5.1.3.13. Niveles de turbidez a partir de la imagen de fecha 10-10-1989.

A partir de la interpretación de dichas imágenes, y partiendo de un cierto conocimiento previo de la dinámica básica de las aguas de la zona (Gutiérrez et al. 2000), podemos extraer algunas conclusiones que presentamos a continuación.

Para la fase de flujo:

- Las aguas más claras litorales penetran en la Bahía a través del Canal Grande (entre los bajos de Las Puercas y del Diamante) y, en menor medida a través del Canal Norte (entre los Bajos del Diamante y la Punta de Santa Catalina).
- Debido al impedimento para la propagación de la onda de marea que suponen los espigones del Guadalete, las aguas de flujo penetran en este estuario mayoritariamente por su por sector más meridional. En algunas ocasiones (primeras horas del semiciclo de flujo) parte de las aguas turbias expulsadas en la fase de reflujio anterior se desplazan hacia el sur a lo largo de las playas de Valdelagrana y Levante.
- El acceso de las aguas a la Bahía Interior se produce a través del estrecho entre el Puerto de Cádiz y La Cabezuela, concentrándose las aguas más turbias próximas a la margen de los Bajos de la Cabezuela. Una vez superado el estrecho, se dirigen hacia el interior, hacia el denominado *saco de la Bahía* a través del caño de la Carraca. El sector meridional de la Bahía interior parece ser la zona de más difícil renovación del agua.
- Las aguas movilizadas por las corrientes de flujo se desplazan hacia el interior de las marismas de San Fernando canalizadas por los caños de la Carraca y Sancti Petri. Sin embargo, debido al establecimiento de las corrientes de flujo antes en este último y al desfase temporal del primero (entre 0 y 20 minutos según el coeficiente), ascienden más rápidamente por el caño de Sancti Petri para encontrarse con las aguas canalizadas por el Caño de la Carraca en un punto intermedio en torno al Puente de Zuazo. Este punto de encuentro se desplaza hacia el norte o sur dependiendo del coeficiente de la marea.
- Las aguas litorales penetran en el caño de Sancti Petri desde el sur, aunque en determinadas situaciones (vientos de levante y fases iniciales del flujo), parte de las aguas turbias expulsadas en el semiciclo de reflujio anterior se desplazan hacia el norte.

- En las primeras fases del flujo, las aguas turbias expulsadas por las corrientes de reflujos de la fase anterior (sobre todo con coeficientes altos), son desplazadas hacia el norte, movilizadas por la corriente de flujo sur-norte, establecida con anterioridad en las aguas exteriores de la Bahía.

Para la fase de reflujos:

- El grueso de las aguas turbias de la Bahía de Cádiz, se evacúan por el denominado Canal Grande (entre los Bajos del Diamante y los de las Puercas). Cuando alcanzan las aguas exteriores, mayoritariamente giran hacia el sur, sobre todo en las últimas fases de semiciclo de reflujos, al unirse a la corriente general de reflujos que recorre la costa de norte a sur.
- Las aguas turbias estuarinas del Guadalete presentan en todas las fases de reflujos una pluma de turbidez nítida. Su tamaño y su grado de turbidez dependen principalmente de la fase y coeficiente de marea (más turbias y más intensas a mayor coeficiente y durante las horas finales de semiciclo de reflujos) y, puntualmente, de las avenidas fluviales.
- El penacho de turbidez se prolonga en la dirección de los diques (más lejos cuanto mayor es el coeficiente) para girar sistemáticamente hacia el norte rodeando La Punta de Santa Catalina, persistiendo algún tiempo tras el cambio teórico de fase debido al retraso en el establecimiento de la marea en el estuario. Este giro es más brusco y próximo a la costa para coeficientes y caudales fluviales bajos y de menor intensidad y más lejano a la costa para coeficientes altos o presencia de avenidas fluviales.
- Las aguas de la Bahía interior se canalizan durante el reflujos por el canal principal, identificándose los niveles de turbidez mayores junto a la orilla de los bajos de la Cabezuela en el momento de atravesar el estrecho entre éstos y las infraestructuras portuarias de la ciudad de Cádiz.
- Excepto en situaciones de especial agitación de las aguas de la Bahía interior (vientos fuertes u oleaje), las aguas de ésta no pertenecientes al canal principal

presentan unos niveles de turbidez bastante bajos, especialmente en su sector meridional. Una posible causa podría ser que las aguas canalizadas por el canal principal, al acelerarse en el refluo, impiden durante buena parte de este semiciclo la evacuación de estos sectores.

- Las aguas de los caños de Sancti Petri y San Pedro presentan generalmente niveles de turbidez inferiores a los del Guadalete, y casi siempre superiores en el de Sancti Petri (posible influencia de aguas pluviales que finalmente se evacuan por este caño) en relación a los existentes en el Caño de San Pedro, que funciona casi exclusivamente dinamizado por la dinámica mareal.
- La pluma de turbidez del Caño de Sancti Petri rodea los bajos del mismo nombre en dirección sur aunque, en determinadas situaciones (últimas fases de refluo con vientos de levante), las aguas turbias se dirigen también hacia el norte entre los bajos y la línea de costa.

Las Figuras 5.1.3.14 y 5.1.3.15 resumen las características básicas de la circulación del agua en la Bahía de Cádiz durante las fases de flujo y refluo respectivamente, tal como las acabamos de comentar.

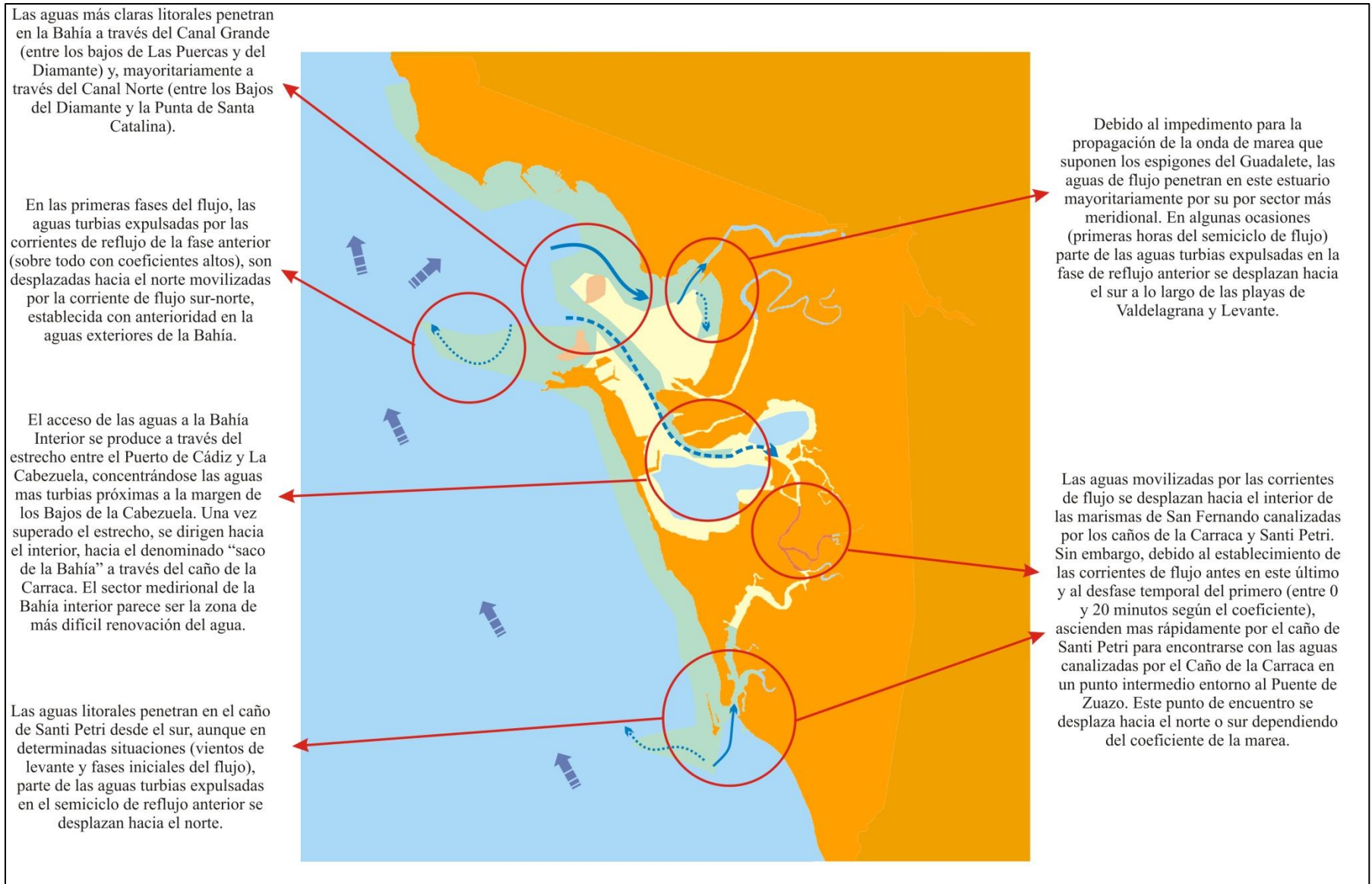


Figura 5.1.3.14. Principales características de la circulación del agua en la Bahía de Cádiz durante el semiciclo de flujo.

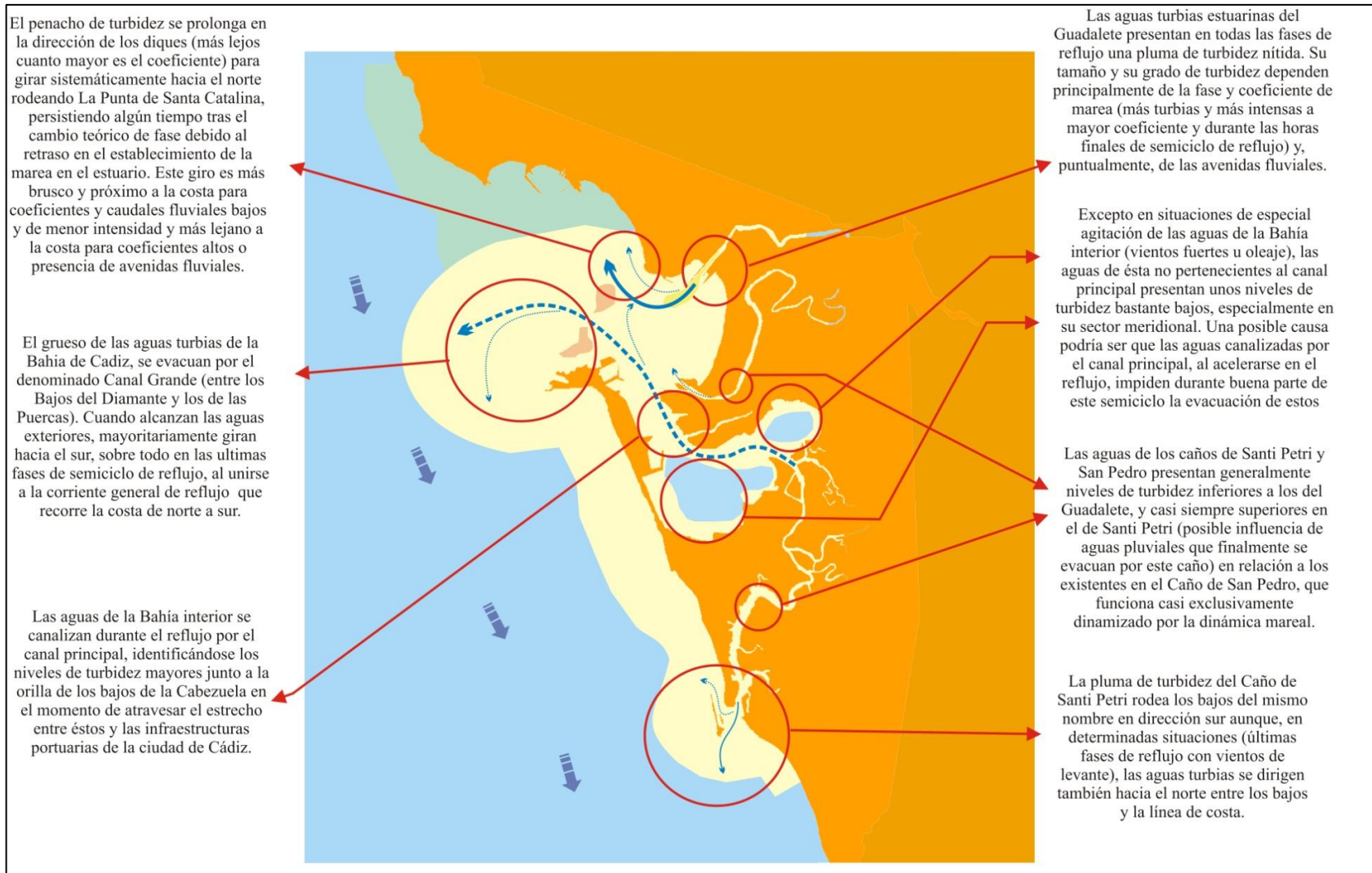


Figura 5.1.3.15. Principales características de la circulación del agua en la Bahía de Cádiz durante el semiciclo de reflujo.

5.2. Zonificación de las aguas litorales

En esta segunda línea de trabajo dentro de las aplicaciones de estas técnicas a la gestión medioambiental el objetivo es obtener información acerca de la **distribución espacial más típica de las masas de agua** en las zonas de estudio en cada situación de marea, para contribuir en la definición de masas de agua que puedan ser caracterizadas en su calidad de forma conjunta.

5.2.1. Metodología

Para caracterizar por separado las diferentes situaciones sinópticas recogidas por las imágenes, el primer paso ha sido reunir las imágenes en grupos de acuerdo con la situación hidrodinámica que representan. Una vez agrupadas según correspondan a una situación de marea alta, reflujos, marea baja o flujo, las imágenes se sometieron al siguiente tratamiento:

1. **Preprocesamiento.** Al ser un estudio multitemporal esta fase es de primordial importancia, ya que se van a realizar operaciones pixel a pixel entre las diferentes imágenes e incluye una corrección tanto geométrica como atmosférica. Aunque ya se han comentado ambas operaciones en el apartado 4.2.1.1, el número de imágenes utilizadas en este caso es superior al empleado en el estudio de la calidad de las aguas, y evidentemente se han preprocesado todas. Desde la perspectiva del trabajo que se va a desarrollar aquí, destacaremos que el método de interpolación radiométrica seleccionado en el proceso de corrección geométrica al que se ha sometido a las imágenes ha sido el del vecino más próximo, para no modificar los valores originales de la imagen y no perder información (lo que sucedería si usáramos cualquiera de los otros métodos, que se basan en el cálculo de medias).

También se ha sometido a las imágenes a un proceso de corrección atmosférica relativa o normalización radiométrica a partir de zonas de reflectividad constante para asegurar que sus valores sean comparables. En este caso, la imagen tomada como referencia para corregir todas las demás es la de fecha 15-06-1993, seleccionada por las buenas condiciones atmosféricas reinantes en el momento de su adquisición. El método de corrección atmosférica utilizado es el desarrollado en la Universidad de Valencia por López y Caselles (López & Caselles 1987).

2. **Enmascaramiento de la zona de tierra.** La banda 2 de las imágenes (longitud de onda verde) ha sido la seleccionada para realizar el análisis por ser la que mejor muestra las estructuras de turbidez que permiten identificar las diferentes masas de agua. Para que el análisis de componentes principales extraiga el máximo de información de la zona de agua, ha sido necesario eliminar la tierra del proceso de análisis (ya que su variabilidad es mucho mayor e impediría a esta técnica extraer la información que realmente nos interesa). Al representar diferentes situaciones de marea, la línea de costa no coincide exactamente ni siquiera en las imágenes clasificadas dentro del mismo grupo; para evitar que se mezclen las diferentes líneas de costa, se ha aplicado a cada grupo de imágenes la máscara generada a partir de la imagen de marea más baja en cada uno de los tres grupos. Dicha máscara tierra-agua se ha generado mediante segmentación de la banda 5 (infrarrojo medio).

3. **Análisis de Componentes Principales Estandarizado.** El análisis de componentes principales es una técnica muy utilizada en el tratamiento digital de imágenes, para sintetizar la información de un conjunto de bandas en otro conjunto más reducido. En el caso de aplicaciones multitemporales como la que nos ocupa, el primer componente principal (que recoge el máximo de varianza de las imágenes originales) tiende a mostrar la información estable, la común a todas las fechas analizadas; los componentes sucesivos muestran la información no común, y por ello son normalmente utilizados como una técnica de detección de cambios (Chuvieco 2002).

El análisis de componentes principales se ha aplicado para cada grupo (marea alta, refluo, marea baja y flujo) sobre las imágenes de la banda 2 previamente normalizadas y con la tierra enmascarada. En este caso lo que interesa es precisamente detectar los elementos estables dentro de cada grupo de imágenes, por lo que nos quedaremos solamente con el primer componente principal de cada grupo, que por otra parte recoge en los cuatro casos casi el 99% de la varianza de las imágenes originales y muestra la disposición más común de las masas de agua del estuario en cada una de las cuatro situaciones de marea consideradas. En todos los casos las diferentes imágenes se correlacionan positivamente con este Primer Componente Principal (CP1), por lo que altos valores en el CP1 se pueden interpretar como zonas con altos niveles de turbidez en todas las imágenes del grupo y viceversa.

4. **Reclasificación y filtrado.** Finalmente, el primer componente principal se ha reclasificado en doce intervalos de igual anchura y se le ha aplicado un filtro de moda (para darle mayor homogeneidad espacial) con el objetivo de visualizar de forma más inmediata las diferentes masas de agua. Evidentemente, las distintas imágenes no son comparables entre sí en cuanto a sus valores se refiere, ya que son valores relativos al haber sido reclasificadas en intervalos iguales, cada una en función de su rango; deben interpretarse de forma individual, partiendo de que valores más altos indican aguas más turbias en esa situación concreta.

5.2.2. Ría de Huelva

Revisados los datos de marea correspondientes al momento de adquisición de cada imagen, finalmente se han reunido en cuatro grupos, correspondientes a marea alta (grupo que incluye las imágenes que fueron adquiridas desde una hora antes de la pleamar teórica hasta una hora después), marea baja (incluyendo desde la bajamar teórica hasta dos horas después de la bajamar teórica, debido al retraso ya comentado en el establecimiento de las corrientes de flujo), situaciones de reflujos (entre cinco y una hora antes de la bajamar teórica) y flujos (entre dos y cinco horas después de la bajamar teórica) (tabla 5.2.2.1). Hay que señalar que, para garantizar un nivel de información similar, para esta aplicación no se han utilizado las dos imágenes SPOT de las que se disponía.

Una vez aplicado el tratamiento a todos los grupos y examinados los resultados, concluimos que de las cuatro situaciones analizadas, son las de marea alta y baja las más interpretables desde el punto de vista de la distribución espacial de masas de agua. Las situaciones de flujo o reflujos, por su propia naturaleza (ya que son los momentos del ciclo mareal en los que el agua se desplaza más) muestran situaciones más difícilmente comparables y por ello generan resultados menos concluyentes. Por ello, a continuación se exponen los resultados obtenidos para las situaciones de marea alta y marea baja, que además son las más interesantes desde el punto de vista de la asistencia a los proyectos de seguimiento de la calidad de las aguas litorales.

Fecha	Grupo	Altura (m)	Coefficiente de marea (12h)	Fase
28-06-1992	MAREA ALTA	2.47	0.81	+4h21m
15-06-1993	MAREA ALTA	2.57	0.57	+5h56m
10-10-1989	MAREA ALTA	2.69	0.69	-6h23m
17-11-1991	MAREA ALTA	2.61	0.66	-6h20m
09-05-1991	MAREA ALTA	2.59	0.65	-6h06m
09-07-1996	MAREA ALTA	2.68	0.49	-5h04m
09-09-1995	REFLUJO	1.13	1.06	-2h28m
25-11-1994	REFLUJO	1.44	0.49	-1h59m
26-08-1990	REFLUJO	1.08	0.45	-1h00m
15-02-1990	REFLUJO	0.97	0.51	-0h54m
22-05-1996	MAREA BAJA	1.09	0.54	+0h17m
13-08-1991	MAREA BAJA	0.41	0.83	+0h19m
05-02-1992	MAREA BAJA	0.73	0.65	+1h14m
15-08-1992	MAREA BAJA	0.95	0.91	+1h24m
01-01-1991	MAREA BAJA	0.89	0.97	+1h54m
15-10-1985	MAREA BAJA	0.77	1.05	+1h56m
14-07-1992	FLUJO	1.60	0.76	+2h32m
23-11-1999	FLUJO	1.50	-	+2h43m

Tabla 5.2.2.1. Imágenes de la Ría de Huelva agrupadas en función de la situación hidrodinámica que representan.

En el primer componente principal calculado a partir de las imágenes que representan la situación de **marea alta** (figura 5.2.2.1) se pueden diferenciar claramente cuatro masas de agua en la zona litoral y el estuario (de menor a mayor turbidez en verde, amarillo, naranja, rojo y marrón):

- el sector superior del estuario del Tinto aparece ocupado por una masa de agua muy turbia, con una transición gradual hacia las aguas menos turbias que ocupan la confluencia de los dos ríos;

- el sector superior del estuario del Odiel aloja una masa de agua de turbidez media-baja;
- los tramos inferiores de los dos ríos antes de su confluencia presentan masas de agua de similares características, con niveles de turbidez medio-altos que en el caso del Odiel penetra por el canal del Burrillo, poniendo de manifiesto esa comunicación ya detectada con el Canal de Punta Umbría, que evacuará al bajar la marea parte de las aguas del Odiel;
- por su parte, el canal del Padre Santo y el de Punta Umbría son también zonas homogéneas, en este caso con niveles de turbidez medio-bajos debido a la entrada de las aguas costeras, que empujan a las más turbias estuarinas hacia el interior;
- finalmente, la zona exterior del estuario está ocupada por aguas limpias costeras (nivel de turbidez bajo), a excepción de una estrecha franja junto a la línea de costa. Las zonas de color naranja en la desembocadura del canal de Punta Umbría se corresponden con los bajos arenosos presentes en la zona.

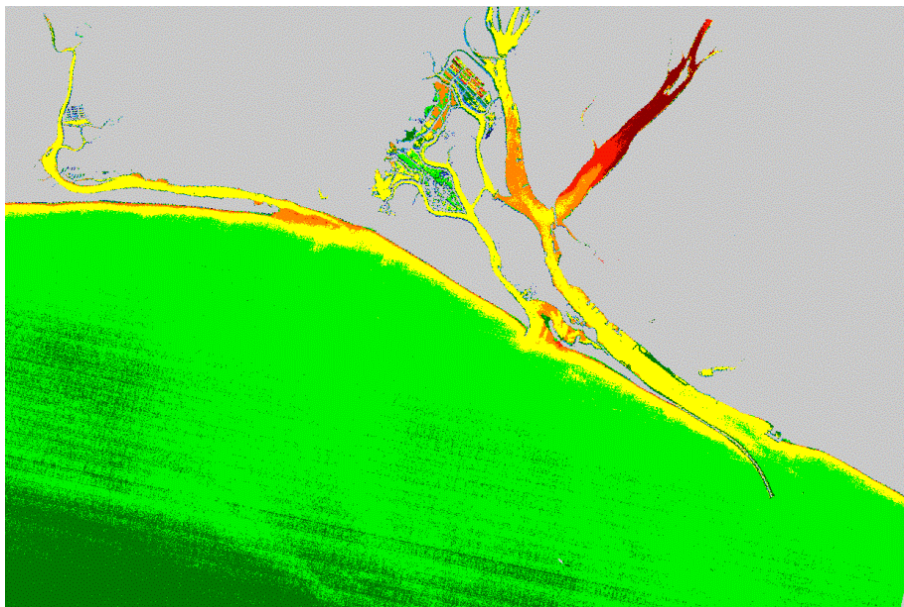


Figura 5.2.2.1. Primer componente principal calculado a partir de las imágenes de marea alta de la Ría de Huelva.

Para la situación de **marea baja**, el primer componente principal (figura 5.2.2.2) permite identificar tres masas de agua diferenciadas en el estuario (en naranja, rojo y marrón de menor a mayor turbidez), aparte de las aguas exteriores más limpias (en amarillo):

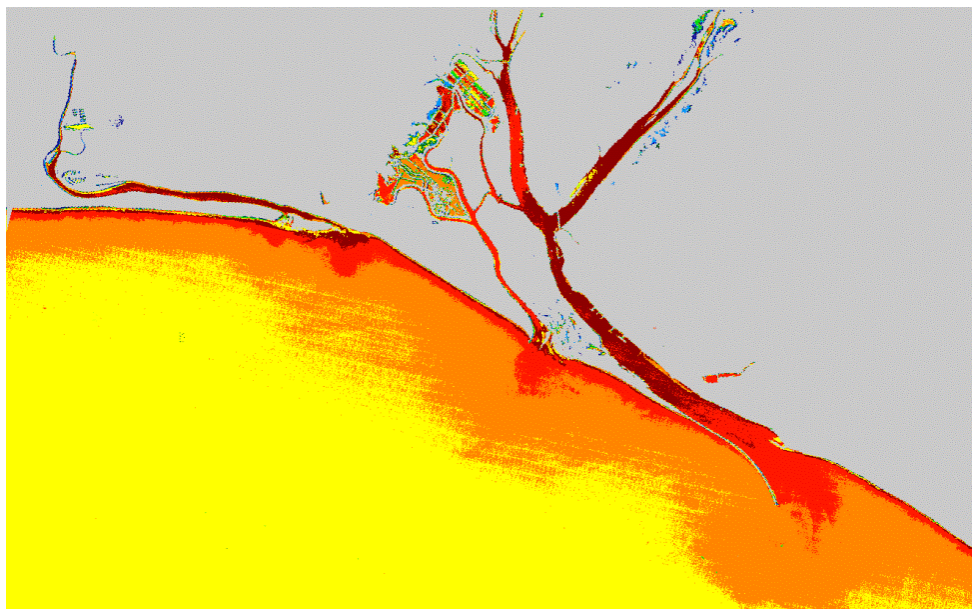


Figura 5.2.2.2. Primer componente principal calculado a partir de las imágenes de marea baja de la Ría de Huelva.

- la masa de agua exterior del estuario, con un nivel de turbidez medio (naranja), originada por la mezcla de las aguas turbias que han sido evacuadas por el estuario y las aguas litorales; ocupa una franja bastante amplia paralela a la línea de costa, que se ensancha en las salidas del canal principal y el de Punta Umbría, dibujando la extensión máxima de sus correspondientes plumas de turbidez;
- una masa de agua con nivel de turbidez medio-alto (rojo), que se localiza fundamentalmente en una estrecha franja junto a la línea de costa, el tramo final del canal del Padre Santo, la totalidad de los canales de Punta Umbría y del Burro y en el tramo medio del canal del Odiel (ya que desagua con mayor facilidad que el Tinto, desplazándose el máximo de turbidez aguas abajo, hacia el canal principal). Destaca la pluma de turbidez generada por el canal de Punta Umbría, mucho más nítidamente que la correspondiente al canal principal;

- el nivel de turbidez máximo corresponde a la masa de agua que ocupa el tramo inferior del estuario del Odiel, la totalidad del canal del Tinto y gran parte del canal del Padre Santo. Ello se debe a la llegada al canal del Padre Santo de las aguas turbias procedentes del Odiel, que desagua antes, por lo que el máximo de turbidez se concentra en esta zona y se une al que presentan las aguas del Tinto (que tarda más en desaguar debido a su orientación geométrica respecto al canal principal y a su menor sección transversal, como ya se ha comentado).

La distribución de las masas de agua comentada hasta ahora se puede considerar representativa de la situación de marea baja, ya que como se ha expuesto en el apartado anterior las corrientes de refluo siguen funcionando durante más de dos horas después de la bajamar teórica. De todas formas, si se observa la fase de marea correspondiente a las imágenes de este grupo en la tabla 5.2.2.1, se verá que existen dos grupos muy diferenciados en cuanto a su diferencia horaria con la bajamar teórica; el primero lo constituyen dos imágenes muy cercanas a la bajamar teórica (sólo 17 y 19 minutos después) y el segundo formado por cuatro imágenes adquiridas entre 1h14m y 1h56m después de la bajamar. La aplicación del mismo *Análisis de Componentes Principales Estandarizado* a estos dos grupos por separado nos proporcionará información acerca de la evolución de las masas de agua durante este periodo inmediatamente posterior al establecimiento de la bajamar teórica y sobre el proceso de vaciado del estuario (figuras 5.2.2.3 y 5.2.2.4):

- en el momento de la bajamar teórica, tanto el Odiel como el canal del Padre Santo y el de Punta Umbría aparecen ocupados por una única masa de agua, con un nivel de turbidez medio que incluso empieza a formar las correspondientes plumas en las dos salidas del estuario;
- por su parte, el Tinto todavía no ha empezado a vaciarse, por lo que su nivel de turbidez es máximo;
- a medida que pasa el tiempo el Tinto comienza a vaciarse y el máximo de turbidez se extiende por la parte superior y central del canal del Padre Santo,
- las plumas de turbidez generadas en las dos salidas del estuario se extienden sobre una superficie cada vez mayor, a la vez que su contacto con las aguas costeras se hace más nítido, y

- la franja paralela a la línea de costa afectada por las aguas turbias estuarinas se va haciendo más amplia.

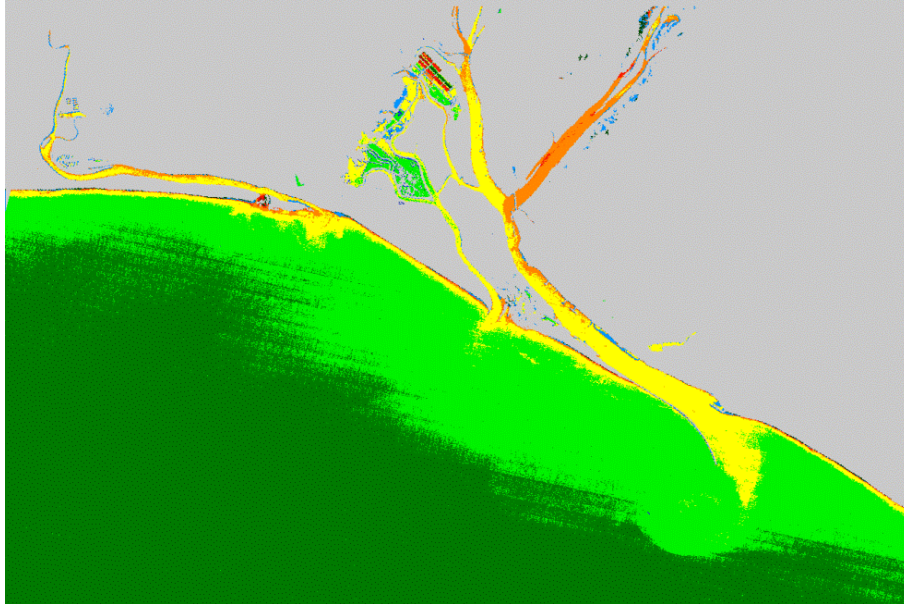


Figura 5.2.2.3. Primer componente principal calculado a partir de las imágenes más cercanas a la bajamar teórica de la Ría de Huelva.

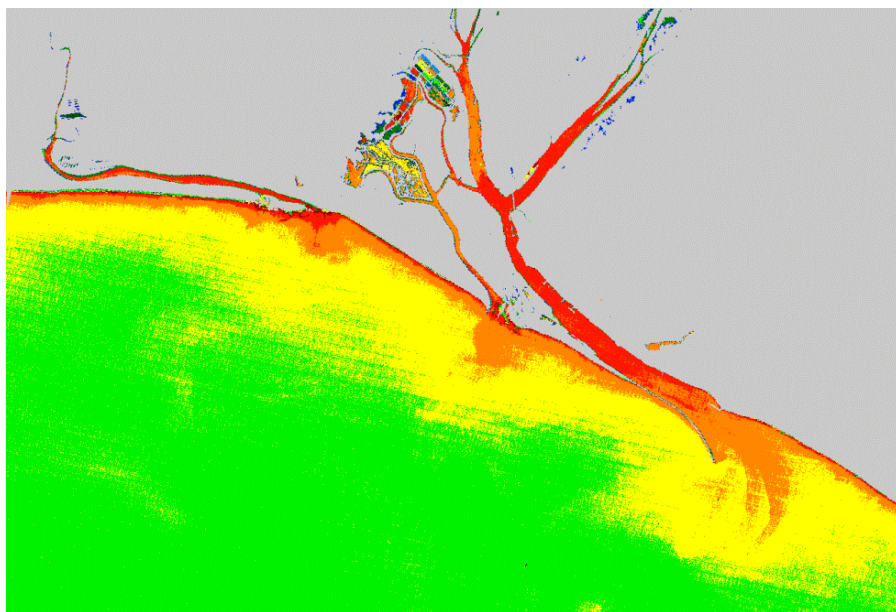


Figura 5.2.2.4. Primer componente principal calculado a partir de las imágenes adquiridas en la segunda hora después de la bajamar teórica de la Ría de Huelva.

5.2.3. Bahía de Cádiz

Para la aplicación del mismo método utilizado en la Ría de Huelva, las imágenes de la Bahía de Cádiz disponibles se agruparon también en función de su situación de marea tal como se presenta en la tabla 5.2.3.1. En este caso se ha dejado fuera del análisis la imagen del 23 de noviembre de 1999 por ser la única que representa la fase de flujo, y por tanto, no ha sido posible realizar el estudio para esa fase de marea. En cualquier caso, como ya se ha constatado en el caso de la Ría de Huelva, las fases de marea intermedias no nos permiten extraer conclusiones en relación al aspecto que estamos tratando.

Fecha	Grupo	Altura (m)	Coeficiente (12 h)	Fase
01-04-1989	MAREA ALTA	2.48	0.80	+5h 23m
10-10-1989	MAREA ALTA	2.72	0.66	+ 5h 28m
23-07-1995	MAREA ALTA	2.32	0.55	+ 5h 09m
09-07-1996	MAREA ALTA	2.34	0.49	- 5h 05m
02-10-1986	REFLUJO	2.53	0.95	- 3h 52m
07-08-1989	REFLUJO	1.54	0.55	- 1h 47m
14-09-1991	REFLUJO	1.77	0.73	- 2h 07m
09-07-1990	MAREA BAJA	1.09	0.78	+ 0h 38m
13-08-1991	MAREA BAJA	0.80	0.86	- 0h 42m
22-05-1996	MAREA BAJA	1.14	0.54	- 0h 24m
07-06-1996	MAREA BAJA	1.05	0.64	- 0h 57m

Tabla 5.2.3.1. Imágenes de la Bahía de Cádiz agrupadas en función de la situación hidrodinámica que representan.

En la imagen que representa el primer componente principal calculado a partir de las imágenes de marea alta (figura 5.2.3.1) se pueden identificar claramente cuatro masas de agua diferenciadas que nos permiten destacar algunos aspectos interesantes, más allá de la mera gradación de la turbidez desde el exterior hacia el interior de la Bahía:

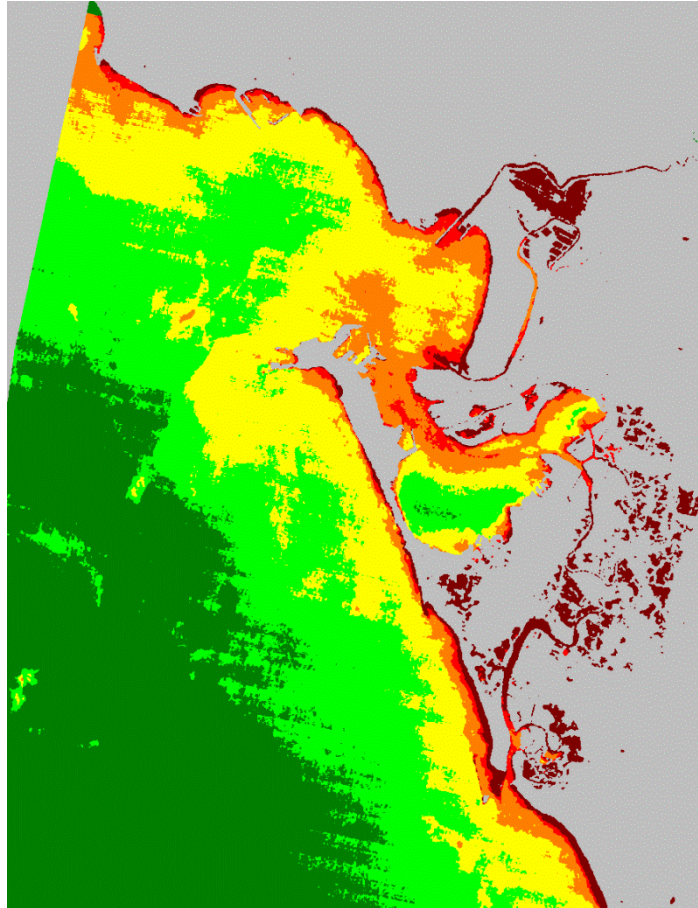


Figura 5.2.3.1. Primer componente principal calculado a partir de las imágenes de marea alta de la Bahía de Cádiz.

- la masa de agua exterior, menos turbia (verde oscuro), queda relativamente alejada de la línea de costa y no llega e entrar en la Bahía;
- las aguas poco turbias que aparecen representadas en verde más claro ya sí penetran en el sector A de la Bahía exterior, pero no llegan al sector B, más protegido por la presencia de los bajos que ya conocemos;
- el agua con nivel medio de turbidez (amarillo) se extiende por gran parte del sector B de la bahía exterior;
- las aguas más turbias (naranja) se concentran en la zona de transición entre la bahía exterior y la interior y continúan por la Bahía interior, delineando el canal de navegación que comunica con el Arsenal de La Carraca y el puerto de Puerto Real;

- los máximos de turbidez (en rojo), como es natural, se localizan en la franja más cercana a la costa; es llamativo el pequeño penacho de turbidez que se encuentra en la salida del caño de San Pedro, ya que estamos describiendo una situación de marea alta y por supuesto no se encuentra uno equivalente en la desembocadura del Guadalete. Podría tener que ver con la batimetría y la resuspensión del material fino por las corrientes de marea entrante;
- el sector interno o *saco* de la Bahía presenta una distribución de las masas de agua muy peculiar en esta imagen: baja turbidez, similar a la de las aguas costeras, en su zona sur, donde en teoría debería acumularse el agua más turbia empujada por la marea entrante. En realidad, se debe a la escasa batimetría de esta zona (recordemos que es inferior a dos metros en todo el *saco* a excepción del canal de navegación), que determina que, aun en aguas de turbidez media como las que deben encontrarse en esta zona, la luz verde sea capaz de penetrar hasta el fondo. El fondo de esta zona se encuentra poblado por praderas de *Zostera noltii* y *Zostera marina* (Muñoz Pérez & Sánchez de Lamadrid 1994), que presentan una reflectividad muy baja en la banda 2, al igual que en toda la región visible del espectro. Si no fuera por eso, probablemente toda la bahía interior se representaría en color naranja, indicando la presencia de una masa de agua de turbidez media-alta, ya que es improbable que las aguas más transparentes se encuentren en el fondo de la bahía en el momento en que la marea está alta y en ese sentido apunta también el hecho de que en el canal de navegación, que tiene suficiente profundidad para que el fondo no se vea, el nivel de turbidez sea mayor.

Como estructuras más estables en la situación de **marea baja**, el primer componente principal (figura 5.2.3.2) permite identificar cinco masas de agua diferentes en el interior de la Bahía, al margen de las aguas exteriores más claras (en verde oscuro):

- en el sector A de la Bahía exterior las aguas son más turbias cuanto más al interior, como es de esperar;

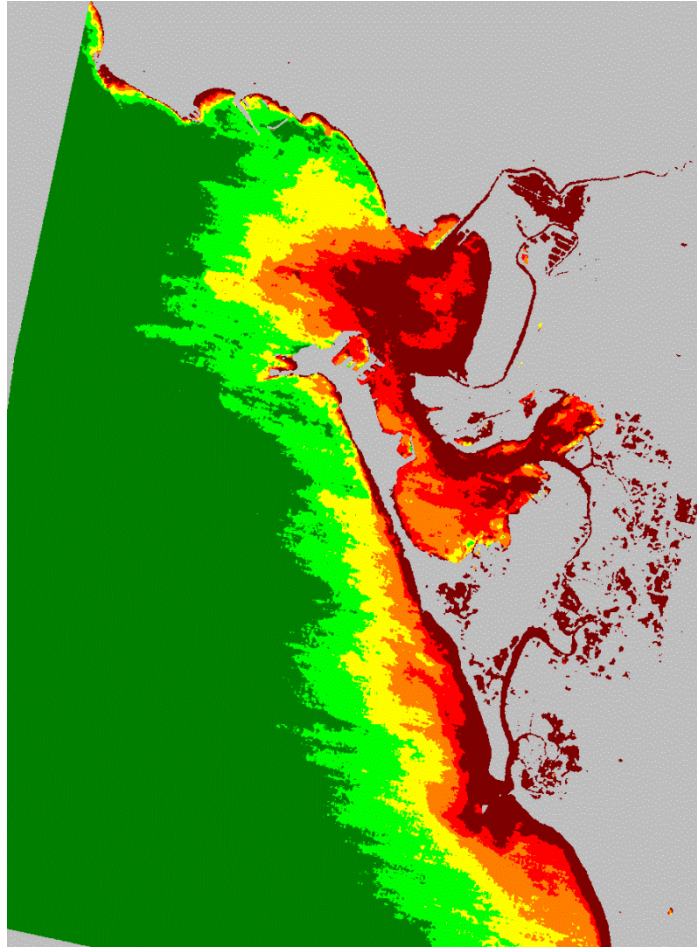


Figura 5.2.3.2. Primer componente principal calculado a partir de las imágenes de marea baja de la Bahía de Cádiz.

- en la zona más interna de la Bahía exterior, el sector B, encontramos una masa de agua muy turbia. Sin embargo, en el fondo de este sector queda una zona de aguas ligeramente más claras (en rojo), aislada por la pluma de aguas muy turbias del Guadalete, que tras salir de los espigones se dirige hacia el noroeste, extendiéndose por una gran superficie;
- en la zona de conexión entre la Bahía externa y la interna, el Estrecho de Puntales, la masa de agua más turbia se localiza en la zona más cercana al Trocadero, siguiendo el canal de navegación que es donde las corrientes son más rápidas por su mayor calado;
- en el Saco de la Bahía las aguas más turbias delimitan perfectamente el canal de navegación hacia el Arsenal de la Carraca, de mayor profundidad y por donde circula el agua principalmente. De todas formas, la turbidez es elevada en toda la Bahía interna, de manera que en este caso la banda 2 no llega a

penetrar hasta el fondo como ocurría en la situación de marea alta, pese a que ahora evidentemente el nivel del agua debe ser menor;

- la masa de agua muy turbia que sale al exterior a través del Caño de Sancti Petri presenta una superficie considerable y se extiende de forma paralela a la costa, fundamentalmente hacia el norte.

La información sobre masas de agua que hemos obtenido mediante la aplicación de esta técnica avala la interpretación de la dinámica del estuario realizada a partir de las estructuras de turbidez derivadas de las imágenes de satélite que ha sido presentada en el apartado anterior; es cierto que la información de partida en los dos casos es la misma y difícilmente se obtendrían resultados muy diferentes, pero esta última técnica obtiene elementos estables en la serie temporal de imágenes de forma objetiva, más allá de la mera apreciación visual personal.

5.3. Niveles de turbidez y áreas homogéneas

A raíz de los resultados del apartado anterior y cuando nos planteábamos cómo podría contribuir de forma práctica esta técnica a la mejora del diseño de las campañas de muestreo para caracterizar la calidad de las aguas litorales, como aplicación práctica de los resultados de estos análisis a la gestión ambiental, se nos planteó la necesidad de disponer también de un tipo de información un poco diferente de la generada hasta ahora en este trabajo.

Hasta ahora, a partir del tratamiento digital e interpretación de las imágenes del estuario de los ríos Tinto y Odiel, tenemos información sobre:

- cómo circula el agua en el estuario (5.1), y
- cuál es la disposición más común, estable o frecuente de las masas de agua en las distintas situaciones de marea (5.2).

Evidentemente todos estos datos nos ha ayudado en el conocimiento de nuestra zona de estudio principal desde la perspectiva de la dinámica de sus aguas, aunque para esta aplicación concreta se nos plantea la necesidad de completarla con más información: si queremos contribuir a la localización de los puntos de muestreo que mejor pueden

caracterizar la calidad de las aguas en nuestra zona de estudio, deberíamos identificar zonas, dentro de las masas de agua, realmente homogéneas, es decir, que a lo largo del tiempo, en situaciones hidrodinámicas parecidas, tengan una calidad del agua similar. Como venimos haciendo, usaremos la turbidez como indicador general de esa calidad del agua (ya se ha comentado su carácter integrador en ese sentido) y buscaremos, por tanto, **zonas en el estuario que, en una determinada situación hidrodinámica, presenten de forma consistente en el tiempo niveles de turbidez parecidos**. El punto de partida es, por tanto, el mismo que en las dos aplicaciones anteriores y el tratamiento aplicado a las imágenes difiere de los anteriores sólo en algunas cuestiones, que son las que determinan el matiz diferenciador de la información que nos proporcionarán.

5.3.1. Metodología

La información de partida la proporcionan, por tanto, las mismas imágenes que hemos usado para la zonificación de las aguas litorales, ya preprocesadas (tal como se explica en el apartado 5.2.1, para hacerlas comparables tanto geométrica como radiométricamente, aspecto este último especialmente importante en este caso) y agrupadas en función de la fase de la marea en el momento de su adquisición (tabla 5.2.2.1). Las demás fases del tratamiento de estas imágenes para conseguir identificar áreas homogéneas en cuanto a los niveles de turbidez son:

1. **Clasificación** de cada una de las imágenes en intervalos de turbidez mediante segmentación de la banda 2 de las imágenes previamente normalizadas radiométricamente (las razones para la selección de esta banda se han comentado ya). Los valores digitales de la banda 2 se han agrupado en cinco intervalos, que son los siguientes:

Clase	Valores digitales banda 2
1	0 – 25
2	26 – 30
3	31 – 35
4	36 – 40
5	41 - 255

El primer intervalo es bastante más amplio porque en esta primera clase se incluye la contribución relativa de la atmósfera. Esta influencia no se ha eliminado de las imágenes porque, como ya se ha indicado, la corrección atmosférica aplicada no es una corrección absoluta (que elimine cualquier efecto de la atmósfera sobre los datos de la imagen) sino relativa, que modifica todas las imágenes de manera que puedan considerarse como adquiridas bajo las mismas condiciones atmosféricas que la imagen de referencia. Asimismo, la última clase incluye hasta el valor digital máximo posible en la imagen para asegurar que no queda ninguna celdilla sin incluir en alguno de los intervalos.

2. **Suavizado gráfico** de las imágenes resultantes de la segmentación mediante la aplicación de un filtro de moda (ventana de 3x3 píxeles) que modifica el valor asignado a las celdillas aisladas en zonas de predominio de otra clase para transformarlo en el de la clase dominante, dando a la imagen en general mayor homogeneidad espacial. Este proceso supone una generalización cartográfica y en este caso es fundamental para que como resultado se obtengan áreas continuas, especialmente debido al efecto de bandeo que, en mayor o menor medida, presentan todas las imágenes y que es especialmente visible en la zona de agua por sus bajos valores digitales.
3. **Enmascaramiento de la zona de tierra**, siguiendo el proceso ya descrito en el apartado 5.2. Recordemos que, para que el límite agua-tierra sea el mismo en todas las imágenes independientemente de su situación de marea, se ha seleccionado la imagen de marea más baja disponible para generar la máscara, de manera que no se mezclen las diferentes líneas de costa que existen en la realidad (correspondientes a las diferentes fases de marea) y para evitar el efecto batimétrico que se produciría si se utilizara una máscara obtenida en una situación de marea alta en los márgenes. Como resultado, se obtienen unas imágenes que muestran el agua de la zona de estudio clasificada en cinco categorías que corresponden a niveles de turbidez crecientes, comparables entre sí.
4. Finalmente, se ha procedido a la **superposición de las estructuras de turbidez** derivadas de las diferentes imágenes para cada situación hidrodinámica, mediante un proceso de **tabulación cruzada de las imágenes y reclasificación** posterior. Como resultado, se obtiene para cada situación hidrodinámica considerada una imagen que representa las zonas homogéneas;

en ella, aparecerán identificadas con un determinado valor (entre el 1 y el 5) aquellas zonas que en todas las imágenes del grupo pertenezcan a esa clase. Quedarán sin clasificar las zonas que presenten valores diferentes de turbidez en alguna de las imágenes de ese grupo, indicando, por tanto, un comportamiento heterogéneo del agua en esa fase de marea. Queda patente, entonces la importancia de que las imágenes incluidas en cada uno de los grupos sean realmente representativas del comportamiento del agua en esa fase de marea.

Estas imágenes resumen para cada fase de marea muestran las aguas del estuario y de la zona litoral clasificadas en varios grupos de acuerdo con su comportamiento general en cada situación. Así, las zonas siempre afectadas por los mismos niveles de turbidez indicarán zonas de comportamiento homogéneo y constante en esa situación hidrodinámica, por lo que podrían ser caracterizadas en lo que respecta a su calidad mediante un solo punto, mientras que las zonas que presenten niveles de turbidez diferentes para una misma situación hidrodinámica indican zonas de mayor heterogeneidad, en las que probablemente los parámetros de calidad del agua presenten valores mucho más variables, por lo que para su caracterización completa desde el punto de vista de la calidad del agua sería necesario un número más alto de puntos de muestreo.

Pese a ser muy parecidos en algunos aspectos, existen diferencias fundamentales entre este proceso de tratamiento y el aplicado en la búsqueda de la caracterización dinámica de las aguas litorales (apartado 5.1), que son las que determinan su diferente aporte particular al conocimiento de estas aguas. En el caso que nos ocupa ahora, la segmentación de todas las imágenes se ha hecho en el mismo número de intervalos (cinco), con los mismos límites, porque se busca identificar en cada imagen las zonas que presentan niveles de turbidez similares (y ello es posible gracias a que las imágenes han sido sometidas a ese proceso de normalización radiométrica), y los intervalos son anchos porque no necesitamos un nivel de detalle mayor, que además dificultaría mucho encontrar coincidencias entre las diferentes fechas. Frente a ésta, en la aplicación destinada a la caracterización dinámica de las aguas superficiales (apartado 5.1) se trabaja con las imágenes sin normalización radiométrica (ya que la interpretación es individual, y la comparación entre imágenes se hace en todo caso en base a los patrones espaciales que dibujan las estructuras de turbidez y no de forma cuantitativa) y se utilizan más intervalos y

con diferentes límites para la segmentación de cada una, buscando la mejor delineación posible de las estructuras de turbidez que aparezcan en cada imagen (en cualquier caso, intervalos más estrechos que los utilizados ahora, ya que se busca más detalle espacial).

5.3.2. Ría de Huelva

Como resultado de la aplicación de la metodología que acabamos de presentar, se han obtenido imágenes de las zonas de comportamiento homogéneo del agua para cada una de las fases de marea. Describiremos y discutiremos los resultados obtenidos para cada una de ellas a continuación.

Las imágenes que definen la situación de **marea alta** presentan un comportamiento muy semejante en cuanto a la distribución de los niveles de turbidez. En consecuencia, se han podido encontrar varias zonas de comportamiento homogéneo y constante del agua en esta fase de marea, que se representan en la figura 5.3.2.1:

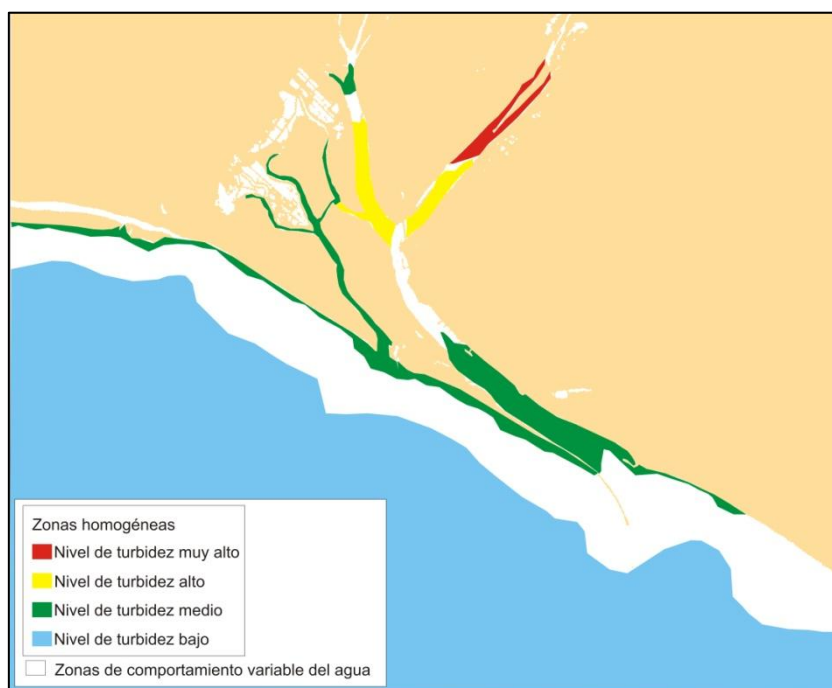


Figura 5.3.2.1. Zonas de comportamiento homogéneo del agua en situaciones de marea alta.

- El tramo más alto del estuario del Tinto, que aparece siempre con altos niveles de turbidez, desde el Caño de la Rivera de Niebla hasta la altura del Estero del

Rincón. Esta zona aparece muy claramente delineada en todas las imágenes de marea alta, e incluso su límite inferior destaca por su gran nitidez, señalando la línea donde llegan las aguas menos turbias empujadas por la marea entrante para los coeficientes analizados.

- El tramo superior del estuario del Odiel, que en la situación de marea alta siempre presenta niveles de turbidez medios, indicando una zona de características comunes cuya calidad muy bien podría describirse a través de los valores obtenidos de un único punto de muestreo.
- Los tramos inferiores de ambos ríos antes de su confluencia presentan a su vez características homogéneas, con niveles de turbidez semejantes, medio-altos. Es significativo que ambas zonas homogéneas presenten un contacto claro con las aguas del Canal del Padre Santo, contacto que es especialmente nítido en el caso del río Tinto, donde coincide prácticamente con el puente. Las zonas de comportamiento variable que se observan pegadas a la orilla derecha del Tinto se deben a la influencia que tiene el fondo del río en la respuesta del sensor, ya que el fondo se encuentra más o menos cercano a la superficie según la altura que alcancen las aguas, cosa que no depende exclusivamente de la fase de marea, sino también de su coeficiente, el caudal del río, etc.
- Asimismo, el Canal del Burro y el del Burrillo, que ponen en comunicación la Ría de Huelva con la de Punta Umbría, se comportan como zonas homogéneas en cuanto a sus niveles de turbidez en situaciones de marea alta, con niveles altos el primero y medios el segundo.
- El último tramo de aguas con comportamiento homogéneo en el interior de la Ría corresponde al tramo final del Canal del Padre Santo, una vez superada la zona de confluencia de los dos ríos. Presenta niveles de turbidez medios (color verde) como corresponde ante la entrada de aguas más limpias procedentes del exterior de la Ría, durante la fase de pleamar que representa.
- Por lo que respecta a las aguas exteriores, su comportamiento es muy constante en todas las imágenes: aguas de baja turbidez en general.

Estas zonas de comportamiento homogéneo aparecen separadas entre sí por zonas en las que el agua no presenta de forma continua el mismo nivel de turbidez en las condiciones hidrodinámicas que estamos tratando. Estas zonas, que por oposición a las otras podemos llamar zonas de comportamiento heterogéneo o variable, indican la zona de oscilación de los "frentes" o franjas de contacto entre las diferentes masas de agua homogéneas. En algunos casos son bastante estrechas, indicando que el contacto entre las masas de agua homogéneas se mantiene relativamente estable para este tipo de condiciones hidrodinámicas (como sucede en el tramo inferior del río Tinto o el del Odiel), y en otros casos es mucho más amplia, lo que supone que la extensión de las masas de agua homogéneas que entran en contacto allí es mucho más variable. Un factor que debe influir bastante en las dimensiones de estas zonas de transición será el coeficiente de marea; si las imágenes representativas de esta fase de marea alta presentaran una mayor variedad en sus coeficientes (especialmente si se incluyeran situaciones de coeficientes elevados, entre 0.90 y 1.14), sería de esperar que estas zonas heterogéneas fueran más amplias.

Las zonas de comportamiento variable dentro del estuario en la situación de marea alta son:

- Una pequeña zona entre el tramo superior del río Odiel y su tramo inferior, en torno al muelle de Levante y el muelle de Riotinto. Esta zona presenta este comportamiento variable porque, en función del coeficiente de marea, es afectada o no por las aguas de nivel de turbidez alto que el agua entrante empuja río arriba (es previsible que esta zona sea en realidad más amplia, ya que sus límites se han derivado a partir de situaciones hidrodinámicas de coeficientes parecidos). Esta alternancia dependiendo de la fuerza de las corrientes de flujo es la que determina el comportamiento variable ya comentado, ya que a veces se sitúa en los niveles medios de turbidez propios del tramo más alto del río, y otras en los niveles medio-altos que presenta el tramo más bajo hasta la confluencia de los dos ríos.
- El tramo más alto del Canal del Padre Santo hasta la confluencia de los dos ríos también aparece como una zona de comportamiento variable, probablemente por la misma razón que en el caso anterior, aunque a ello también deben contribuir los vertidos, variables e independientes de la situación de marea, de las industrias situadas en la margen izquierda de la Ría.

Aunque se ha aplicado el mismo proceso de tratamiento a las imágenes que representan las fases de **flujo y reflujo**, no se han encontrado zonas homogéneas significativas para estas situaciones de marea. Los niveles de turbidez que presentan las aguas estuarinas y costeras son muy variables, a pesar de que las imágenes de cada grupo presentan situaciones muy parecidas, al menos en fase y coeficiente de marea. Ello se debe a que, durante estas fases, el agua está moviéndose, el estuario se está llenando o vaciando y es el momento en que las corrientes de marea alcanzan su máxima velocidad; por ello es difícil que coincidan los niveles de turbidez de las aguas que se encuentran en cada posición. Dada esta importante variabilidad, parece claro que en estas fases intermedias de marea no es aconsejable realizar la toma de muestras, puesto que los valores que alcancen los diferentes parámetros de calidad del agua no serán comparables ni siquiera con los que tomen en la misma fase de marea en otra fecha, ya que las masas de agua probablemente tendrán una disposición diferente, como demuestra el hecho de que no se hayan encontrado zonas homogéneas al comparar las imágenes adquiridas durante de estas dos fases.

Las zonas de comportamiento homogéneo del agua derivadas de las seis imágenes de marea baja aparecen en la figura 5.3.2.2. Como puede observarse, apenas existen zonas que presenten niveles de turbidez semejantes en las cuatro situaciones hidrodinámicas representadas en este grupo, ya que se incluyen coeficientes muy diferenciados (es el único grupo en que hay variedad de coeficientes de marea), y también situaciones de invierno y verano. Las zonas que presentan un comportamiento homogéneo en las cuatro imágenes son:

- El tramo superior del río Tinto visible en la imagen, con niveles de turbidez medio-altos (ligeramente inferiores de los que presenta en marea alta, ya que ahora el río Tinto ha vaciado ya normalmente las aguas más turbias en el Canal del Padre Santo).
- Una pequeña zona junto al dique Juan Carlos I en su cara exterior, con niveles de turbidez medios ya que queda un poco protegida de los altos niveles de turbidez que contiene la pluma de la Ría de Huelva que se inflexiona hacia Poniente.
- Una pequeña zona frente a la desembocadura del Canal de Punta Umbría, que siempre muestra niveles de turbidez medios.



Figura 5.3.2.2. Zonas de comportamiento homogéneo del agua en situaciones de marea baja.

Ante esta falta de coincidencia entre las seis imágenes causada por la diversidad de situaciones que representan, se han separado las imágenes en dos grupos, más similares entre sí en función de sus coeficientes. El primero de ellos incluye las imágenes que se corresponden con coeficientes de marea medio-altos (entre 0.54 y 0.83) y además son las más cercanas a la bajamar (entre 0h17m y 1h14m después de la bajamar teórica). El segundo grupo de imágenes de marea baja incluye las de coeficientes más altos (entre 0.91 y 1.05) y además son las de mayor diferencia horaria con la bajamar teórica (entre 1h24m y 1h56m).

El resultado de extraer las zonas de comportamiento homogéneo entre las imágenes de **marea baja con coeficiente inferior a 0.85** aparece en la figura 5.3.2.3. En ella aparecen como zonas de comportamiento homogéneo las siguientes:

- el tramo del río Tinto visible en la imagen, todo él con valores de turbidez medio-altos;
- el tramo del río Odiel visible en la imagen, con un nivel de turbidez medio, inferior al del Tinto;

- el Canal de Punta Umbría en su totalidad, con niveles de turbidez semejantes a los que presenta el río Odiel;
- en la zona exterior, una franja paralela a la costa, que se ensancha al alcanzar la salida del Canal de Punta Umbría, toda ella con niveles de turbidez medios;
- finalmente, aparecen dos pequeñas zonas de comportamiento homogéneo del agua asociado a esta situación de marea en la desembocadura de la Ría, a ambos lados del canal, una pegada al dique y la otra en la costa. Ello es consecuencia de la salida del agua preferentemente por la parte central del Canal, donde las corrientes de refluo adquieren la máxima velocidad. De todas formas, la zona homogénea de la margen izquierda presenta unas dimensiones mucho mayores que la de la margen derecha, ya que el agua que sale de la Ría tiende a acercarse al dique para girar a poniente una vez lo ha superado.

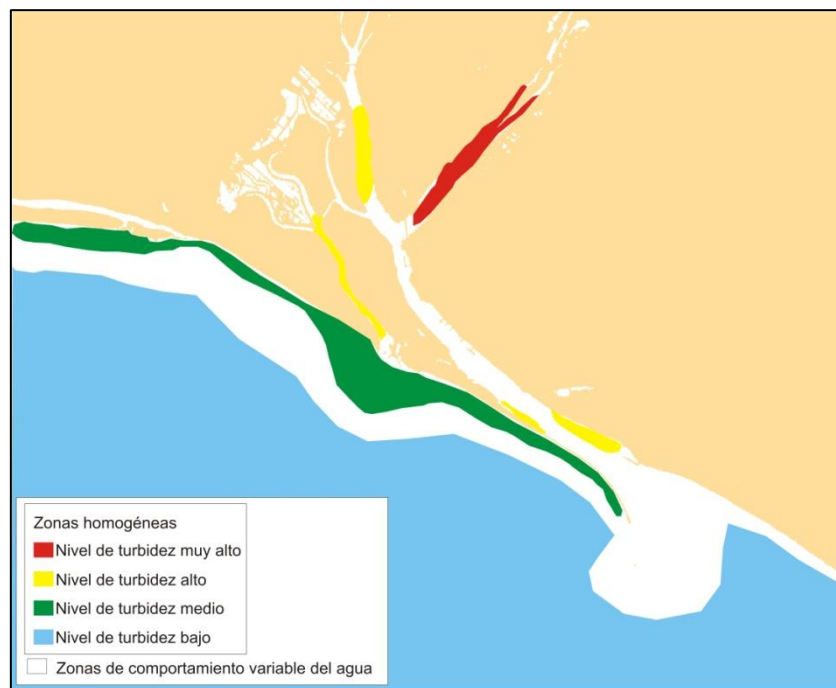


Figura 5.3.2.3. Zonas de comportamiento homogéneo del agua en situaciones de marea baja y coeficiente medio.

Por lo que respecta a las zonas de comportamiento variable, la más extensa corresponde a la práctica totalidad del Canal del Padre Santo. También destaca como zona de comportamiento variable una franja muy estrecha a lo largo de la costa, al exterior de la franja de valores medios que hemos comentado como zona de comportamiento homogéneo, que se ensancha al alcanzar la desembocadura del

Canal del Padre Santo con un patrón espacial muy bien definido en espiral. Esta zona exterior de comportamiento heterogéneo se debe a las ligeras variaciones en extensión que sufre la zona de intercambio de las aguas turbias estuarinas con el exterior.

Las zonas de comportamiento homogéneo extraídas a partir de las imágenes de **marea baja y alto coeficiente** aparecen en la figura 5.3.2.4, y son:

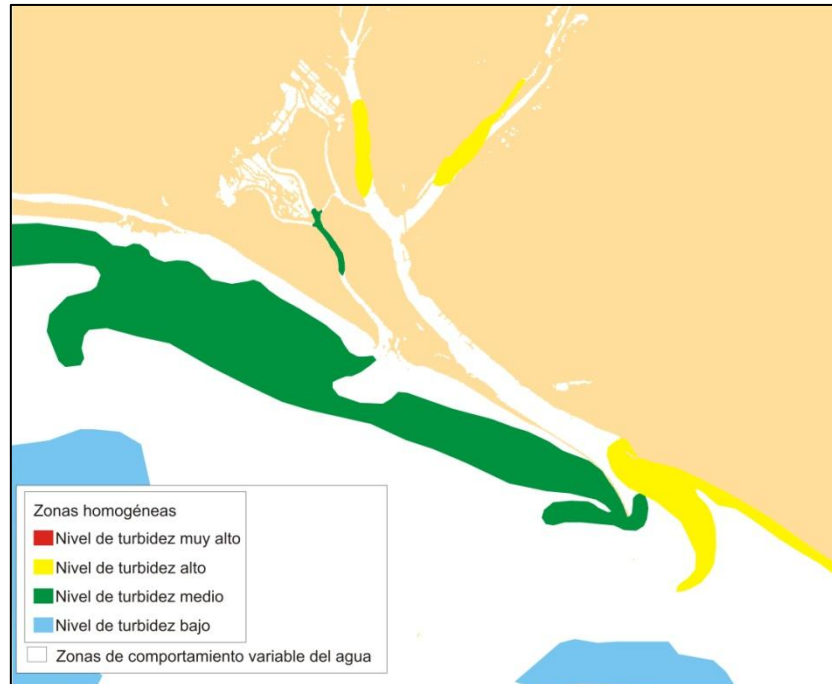


Figura 5.3.2.4. Zonas de comportamiento homogéneo del agua en situaciones de marea baja y coeficiente alto.

- el tramo alto de la parte del río Tinto que aparece en la imagen, con niveles de turbidez altos;
- el tramo central de la parte del río Odiel visible en la imagen, con niveles de turbidez altos, semejantes a los que alcanza el río Tinto;
- el tramo superior del Canal de Punta Umbría, con valores medios;
- una zona a la salida del Canal del Padre Santo, con niveles de turbidez altos que coincide con la parte central del penacho, de grandes dimensiones, que se forma en esta zona cuando el coeficiente de marea es tan elevado;

- una franja prácticamente paralela a la línea de costa pero separada de ella, con valores de turbidez medios.

Entre las zonas de comportamiento variable destaca, igual que en el caso de coeficientes más bajos, la práctica totalidad del Canal del Padre Santo incluyendo la zona de confluencia y el tramo bajo del Tinto y el Odiel. También es una zona de comportamiento heterogéneo una franja paralela a la línea de costa, que se ensancha al alcanzar la desembocadura de la Ría de Punta Umbría y que representa las dimensiones de la zona de intercambio entre las aguas estuarinas y las exteriores; en este caso, hay que señalar que espacialmente se da una importante coincidencia en cuanto al penacho de turbidez que se origina en la desembocadura del Canal de Punta Umbría, aunque al no coincidir exactamente sus valores de turbidez, quede señalada esta zona como de comportamiento variable. Asimismo se comporta como una zona de comportamiento variable la mayor parte de la zona exterior, cosa que no había ocurrido hasta ahora, ya que las aguas marinas más alejadas de la línea de costa suelen presentar niveles de turbidez bastante bajos y relativamente constantes; en este caso la explicación es sencilla, ya que una de las imágenes fue adquirida en invierno (01-01-1991) y ello contribuye a que los niveles de turbidez medios se extiendan bastante lejos de la línea de costa.

Para terminar, debemos señalar que de la observación de las imágenes tratadas se advierte claramente que en la disposición concreta de las estructuras de turbidez (y por tanto en los patrones de circulación del agua) tanto dentro como fuera del estuario la fase y el coeficiente de marea son los principales factores determinantes, pero no los únicos, ya que también influyen las condiciones meteorológicas reinantes, y sobre todo la presencia de precipitaciones en los días anteriores a la adquisición de la imagen que pueden aumentar el caudal que vierten los cursos de agua a la costa y por supuesto la cantidad de material que arrastran, afectando a los niveles de turbidez que se alcanzan pero no tanto a su disposición espacial. Es por tanto, otro de los factores a tener en cuenta.

5.4. Conclusión: Aportaciones para el diseño de campañas de muestreo de la calidad de las aguas litorales

Del tratamiento e interpretación de las imágenes de satélite que hemos presentado en los tres apartados anteriores obtenemos información sobre tres aspectos diferentes, aunque muy relacionados, de las aguas de la Ría de Huelva, que son:

- La dinámica de las aguas del estuario, es decir, el movimiento de las aguas a lo largo del ciclo de marea.
- La disposición espacial más típica o frecuente de las masas de agua en el estuario.
- Las zonas homogéneas dentro del estuario que, en situaciones hidrodinámicas parecidas presenten niveles de turbidez similares.

Consideramos que esta información tiene una utilidad directa en la gestión ambiental de las aguas litorales que se puede concretar en aplicaciones específicas, como puede ser la definición y delimitación de las masas de agua de transición y costeras según establece la Directiva Marco del Agua y la contribución al diseño de las campañas muestreo para el control de la calidad de las aguas.

5.4.1. Caracterización de zonas homogéneas para la delimitación de masas de agua

Resulta evidente que la información sobre las aguas del estuario obtenida a partir de la explotación de las imágenes de satélite que se ha presentado en los apartados 5.1, 5.2 y 5.3 es de utilidad para la delimitación de masas de agua con características parecidas para las que puedan establecerse objetivos de calidad o, en palabras de la Directiva Marco del Agua, *condiciones de referencia* específicas.

La entrada en vigor de la *Directiva 2000/60/CE por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la Política de Aguas* impuso la necesidad de diferenciar y delimitar las masas de agua de cada demarcación

hidrográfica, en función de sus características físicas y químicas que son las que determinan las comunidades biológicas y ecosistemas acuáticos presentes en cada una (Ojeda Zújar et al. 2002). Para ello y para la selección de los indicadores del estado ecológico de esas masas de agua que se controlan en cumplimiento de la citada Directiva, la administración estableció acuerdos con diferentes centros de investigación y universidades.

En concreto, en la delimitación de las diferentes masas de agua dentro de las aguas de transición y costeras de Andalucía ha colaborado nuestro Grupo de investigación (Ordenación del Litoral y Tecnologías de la Información Territorial, RNM 177) a través de un Contrato con la Consejería de Medio Ambiente (Dirección General de Prevención y Calidad Ambiental) denominado “Asesoramiento en la caracterización hidromorfológica de las aguas de transición y costeras de Andalucía en cumplimiento de la Directiva Marco de Aguas”, dirigido por el Dr. Ojeda Zújar. Evidentemente, dado el trabajo con teledetección que venimos desarrollando en este Grupo de Investigación desde hace años, además de otras fuentes de información, se han utilizado las imágenes de satélite en general y las tratadas en este trabajo para la zona de estudio con la finalidad de conseguir una delimitación lo más adecuada posible.

Para la delimitación de las masas de agua de transición y costeras ha sido necesario disponer de mucha información de diversas variables relacionadas con las características físicas y químicas del agua y con el medio físico en el que se enmarcan, que influyen en las comunidades biológicas y ecosistemas acuáticos presentes en cada una. Así, entre otras, se ha utilizado información batimétrica procedente del Instituto Hidrográfico de la Marina e información generada en diversos trabajos previos por el Grupo de Investigación RNM177, como unidades fisiográficas del litoral, tasas de erosión costera, línea de costa, etc. (figura 5.4.1.1). Por supuesto, la información procedente del análisis de imágenes de satélite que estamos presentando en este apartado dedicado a las aportaciones para la gestión también se ha tenido en cuenta y ha demostrado su utilidad en diversos aspectos.

Recordemos que en el área de estudio se han identificado y delimitado ocho masas de agua de transición y cuatro costeras, cuyos límites e información básica se han presentado ya en el apartado 2.1.

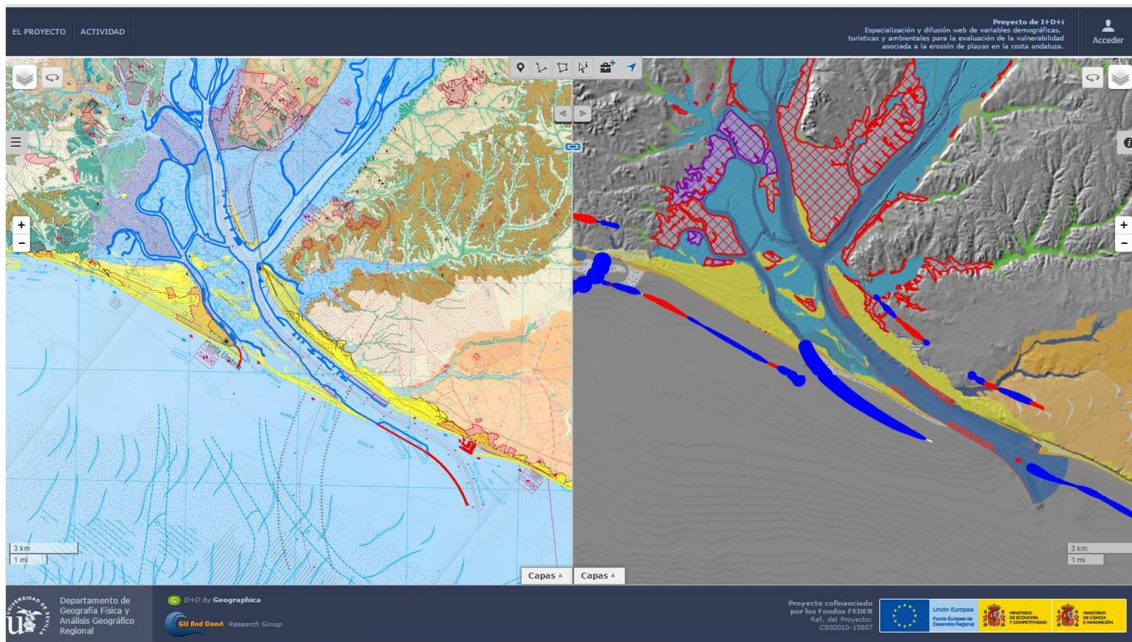


Figura 5.4.1.1. Unidades fisiográficas del litoral (izquierda) y tasas de erosión costera (derecha) de la zona de estudio, representadas en uno de los visores cartográficos desarrollados por el Grupo de Investigación RNM177 (<http://www.nacional.gis-and-coast.org/>).

Algunos ejemplos concretos de la utilidad de cada una de las aplicaciones aquí desarrolladas para el apoyo a la delimitación de masas de agua desde la perspectiva de la aplicación de la Directiva Marco del Agua serían:

- Los resultados de la caracterización dinámica de las aguas de la zona de estudio han ayudado a establecer los límites de algunas de las masas de agua más conflictivas o difíciles de definir, como por ejemplo la masa de agua costera 440022, situada a la salida de la Ría de Huelva. En su delimitación se ha tenido en cuenta la inflexión hacia poniente de las aguas que salen del estuario y la forma peculiar que presenta esta pluma de turbidez en determinadas situaciones de marea, que se identifica fácilmente en estas imágenes (figuras 5.1.2.9 a 5.1.2.20). Por eso el límite de esta masa de agua no coincide con el extremo del Espigón, sino que está situado 1500 metros al oeste, como se puede comprobar sobre una de las imágenes que muestran estas estructuras de turbidez (figura 5.4.1.2).

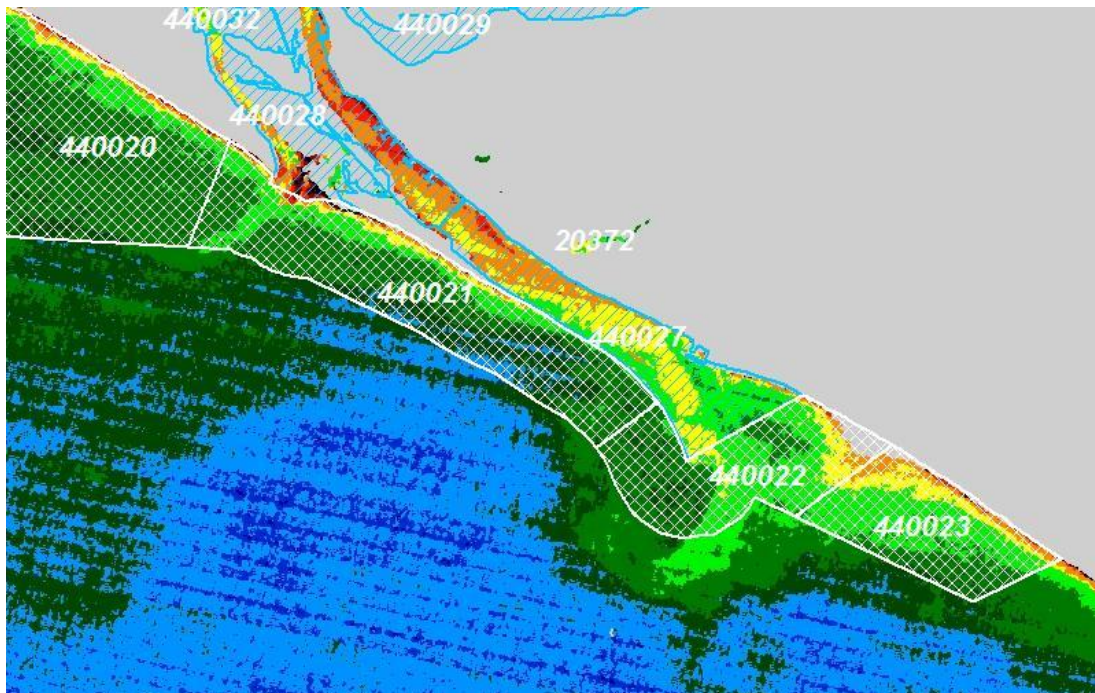


Figura 5.4.1.2. Imagen TM del 15-08-1992 clasificada en intervalos de turbidez y Masas de agua de transición y costeras de la DMA.

- La información proporcionada por el Análisis de Componentes Principales multitemporal, que muestra las características más frecuentes del agua en las diferentes fases de marea, en conjunción con la información proporcionada por las otras fuentes, fundamentalmente la batimetría, ayudaron a reconocer las diferencias de comportamiento entre el Odiel y el Tinto antes de su confluencia y contribuyeron a la delimitación precisa de los límites de las masas de agua en el interior de ambos estuarios. En el resultado del Análisis de Componentes Principales para las imágenes de marea alta (figura 5.4.1.3) se observan las diferentes características que muestran las aguas de los tramos finales del Odiel (440034), menos turbias, y del Tinto (440029), con valores mayores que, en su parte superior, se deben tanto a la acumulación de las aguas turbias durante la marea alta como a la escasa batimetría de la zona.

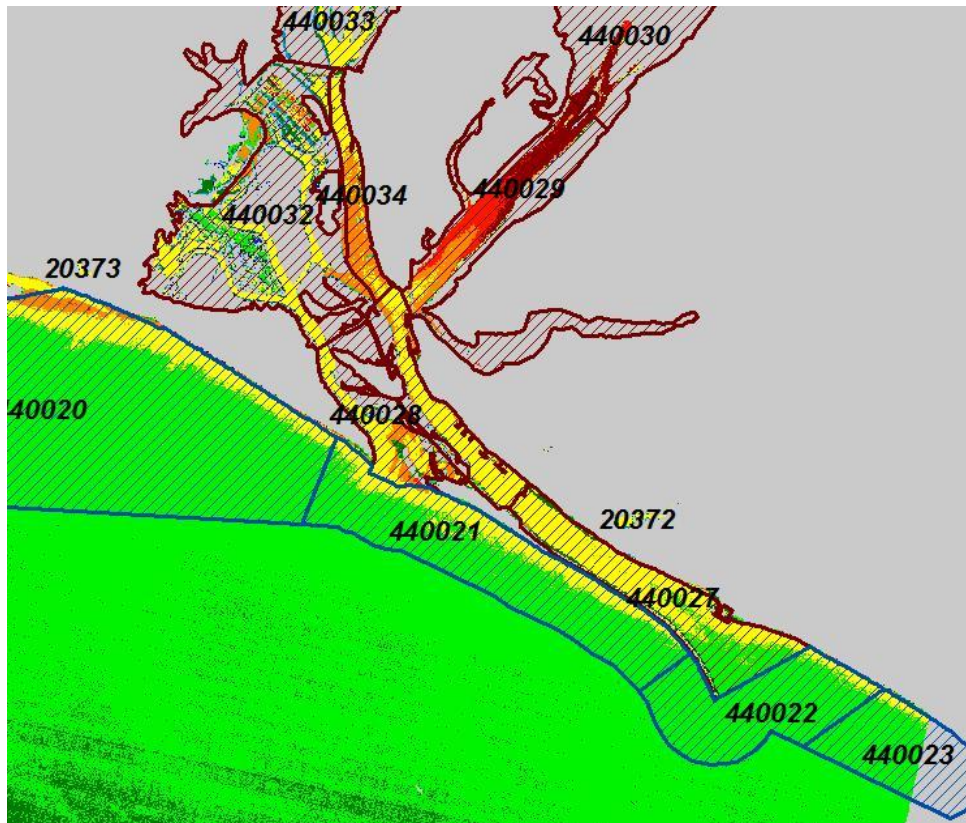


Figura 5.4.1.3. Resultado de ACP multitemporal para las imágenes de marea alta, y Masas de agua de transición y costeras de la DMA.

- La clasificación del estuario en zonas de comportamiento homogéneo ha ayudado a identificar masas de agua concretas. Por ejemplo, de las zonas homogéneas para situaciones de marea alta se ha obtenido la confirmación de la división de las masas de agua de transición en el interior del estuario entre las identificadas con los códigos 440034 (final del estuario del Odiel), 440029 (último tramo del estuario del Tinto), 440028 (parte superior del Canal del Padre Santo) y 440027 (parte inferior del Canal del Padre Santo). Todas ellas se identifican como masas de agua diferenciadas al aplicar este tratamiento a las imágenes (figura 5.4.1.4).

Mientras que la imagen que resume las zonas homogéneas para marea alta contribuye a la delimitación de las masas de agua de transición, las que muestran las zonas homogéneas para situaciones de marea baja con coeficientes medios y altos (figuras 5.4.1.5 y 5.4.1.6) contribuyen a definir las masas de agua costeras, de este a oeste:

- la que normalmente no se ve afectada por las aguas turbias estuarinas, quedando al margen de ellas por encontrarse a levante de la

desembocadura (440023),

- la que en marea baja siempre recibe las aguas evacuadas a través de la salida principal del estuario, y que con coeficientes bajos presenta niveles variables de turbidez; sin embargo, con coeficientes altos siempre tiene niveles elevados de turbidez y se extiende hacia poniente que es hacia donde se desplaza la pluma de las aguas estuarinas al alcanzar la costa, ya con niveles de turbidez menores al mezclarse con las aguas costeras (440022),
- la que forman las aguas que, tras ser evacuadas por el Canal del Padre Santo se desplazan hacia poniente, incluyendo la pluma de aguas turbias que sale del Canal de Punta Umbría (440021), y
- la que queda aún más al oeste y sólo con los coeficientes más altos, que mueven más agua, quedan afectadas de pleno por las aguas evacuadas del sistema estuarino (440020).

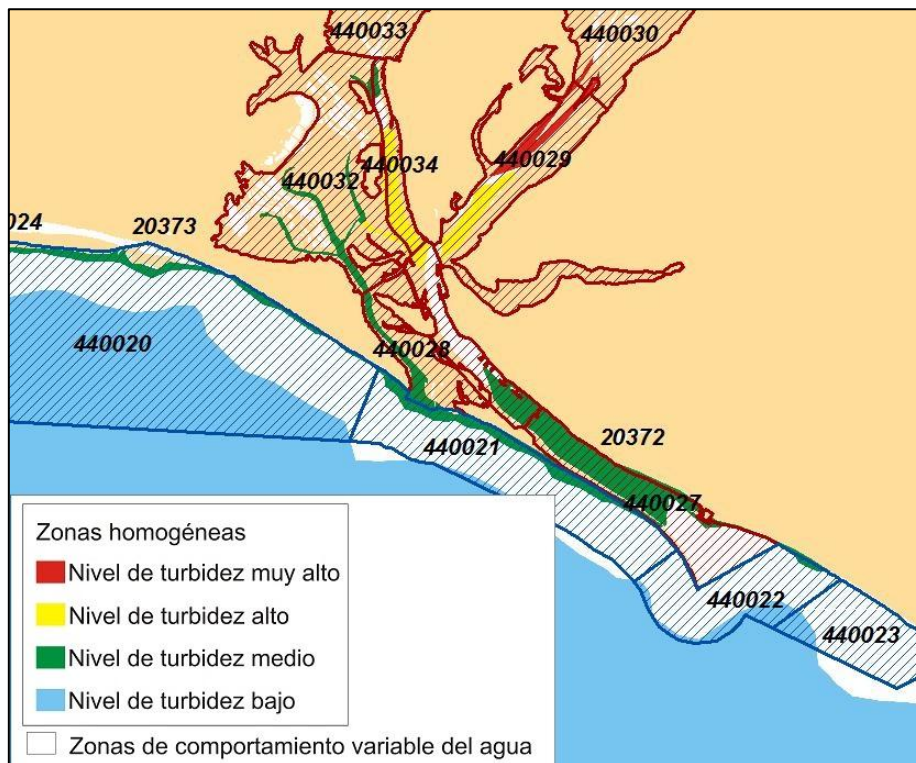


Figura 5.4.1.4. Clasificación de áreas homogéneas a partir de las imágenes de marea alta y Masas de agua de transición y costeras de la DMA.

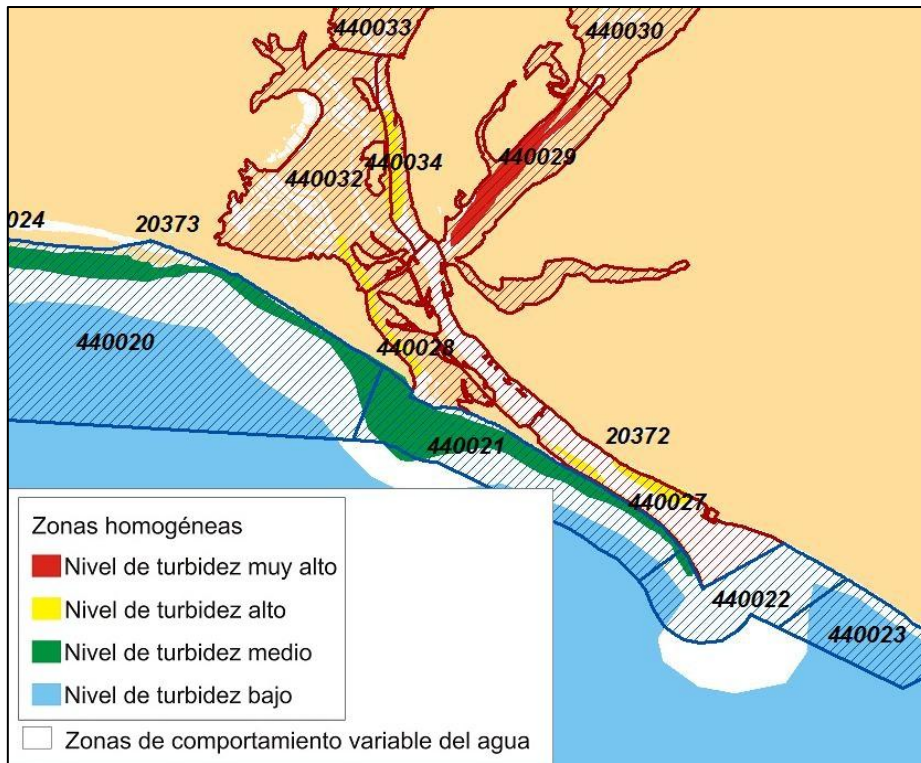


Figura 5.4.1.5. Clasificación de áreas homogéneas a partir de las imágenes de marea baja y coeficiente medio y Masas de agua de transición y costeras de la DMA.

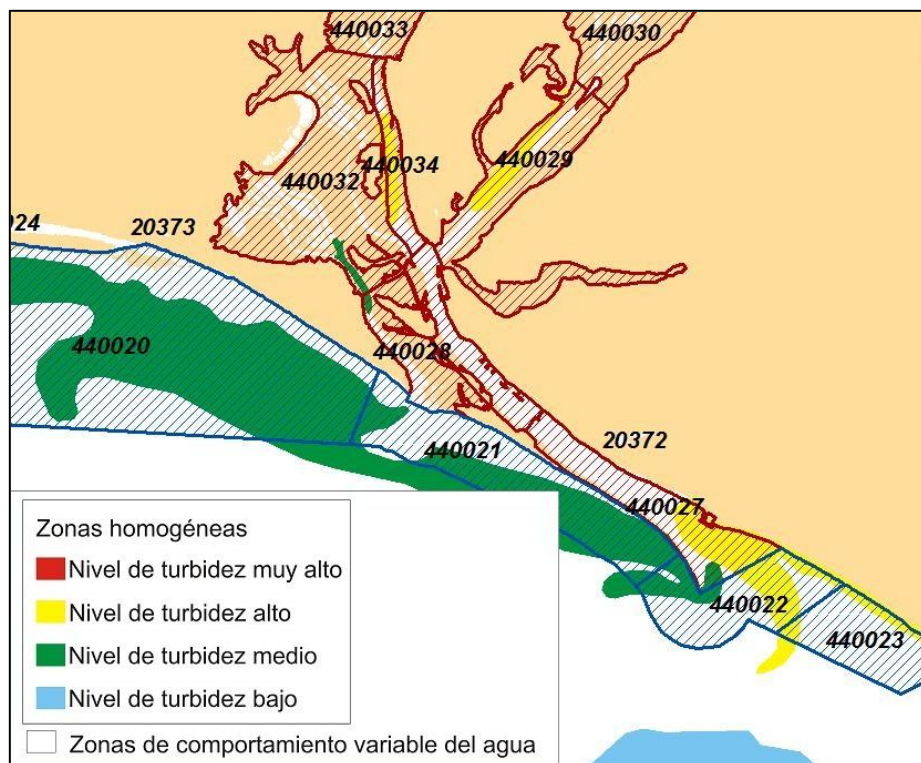


Figura 5.4.1.6. Clasificación de áreas homogéneas a partir de las imágenes de marea baja y coeficiente alto y Masas de agua de transición y costeras de la DMA.

En conclusión, creemos que todos estos ejemplos confirman que el uso de la teledetección para el análisis de medios tan dinámicos como son las aguas litorales contribuye de forma significativa a incrementar su conocimiento y por tanto, a su gestión.

5.4.2. Diseño de campañas de muestreo de la calidad de las aguas litorales

El ejercicio de la actividad de vigilancia y control de la calidad de las aguas litorales es competencia de las comunidades autónomas y en Andalucía es ejecutada a través de la Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio. A lo largo del tiempo, esta actividad se ha concretado de diversas formas. En 1988 se inició el denominado Plan de Policía de Aguas del Litoral Andaluz. El objetivo general de este Plan era el conocimiento del nivel de contaminación de las aguas mareales y litorales de Andalucía, y se aplicaba a todo el Mar Territorial de Andalucía, incluyendo la zona marítimo-terrestre y los tramos de los ríos con influencia mareal. Para ello, se determinaba el contenido de diversos contaminantes y parámetros genéricos de calidad del agua en muestras de aguas y sedimentos, tal como se ha comentado en el apartado 2.1.3.4 del presente trabajo.

En la actualidad, desde 2010 y en aplicación de la Directiva Marco de Aguas europea (Unión Europea 2000), la labor de vigilancia y control de la calidad de las aguas litorales se lleva a cabo a través del **Programa de Control de Vigilancia**. En la Demarcación Hidrográfica del Tinto-Odiel y Piedras este programa se concreta, en principio y tal como plantea la propia Consejería (Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía 2015) en la recogida de muestras de agua en 19 puntos (14 en las masas de agua de transición y 5 en las masas de agua costeras), en las que se analizan una serie de “**indicadores** (...) de forma periódica (mensual, trimestral o anual), en función de las características de la masa de agua: biológicos (fitoplancton y macroinvertebrados), condiciones de oxigenación, temperatura y acidez, turbidez y sólidos en suspensión, nutrientes e hidrocarburos. A estos indicadores se añaden las sustancias prioritarias de obligado control (cianuros totales, metales y plaguicidas) incluidas en los anexos VII, IX y X de la **DMA**” (Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía 2015), como ya se ha comentado (apartado 2.1.3.5).

Los resultados del análisis de las muestras se hacen públicos a través de la página web de la Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio

(Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio. Junta de Andalucía 2015). En la figura 5.4.2.1 se muestra un ejemplo de consulta, en este caso buscando datos de todo el año 2014 sobre sólidos en suspensión y profundidad del disco de Secchi en la masa de agua de transición Canal del Padre Santo 2.

Provincia	Estación de muestreo	Fecha de toma	Parámetro	Unidades	Resultado	Masa de agua	Demarcación hidrográfic
HUELVA	CANAL DEL PADRE SANTO 2	15/01/2014	Sólidos en Suspensión	mg/L	19,7	CANAL DEL PADRE SAN	TINTO, ODIEL Y PIEDRAS
HUELVA	CANAL DEL PADRE SANTO 2	15/01/2014	Profundidad toma Secchi	m	1,24	CANAL DEL PADRE SAN	TINTO, ODIEL Y PIEDRAS
HUELVA	CANAL DEL PADRE SANTO 2	02/04/2014	Sólidos en Suspensión	mg/L	37,8	CANAL DEL PADRE SAN	TINTO, ODIEL Y PIEDRAS
HUELVA	CANAL DEL PADRE SANTO 2	02/04/2014	Profundidad toma Secchi	m	0,41	CANAL DEL PADRE SAN	TINTO, ODIEL Y PIEDRAS
HUELVA	CANAL DEL PADRE SANTO 2	02/07/2014	Sólidos en Suspensión	mg/L	9,6	CANAL DEL PADRE SAN	TINTO, ODIEL Y PIEDRAS
HUELVA	CANAL DEL PADRE SANTO 2	02/07/2014	Profundidad toma Secchi	m	1,74	CANAL DEL PADRE SAN	TINTO, ODIEL Y PIEDRAS

Figura 5.4.2.1. Ejemplo de consulta de datos del Programa de Control de Vigilancia para el año 2014 y en la masa de agua Canal del Padre Santo 2, para Sólidos en suspensión y Profundidad del disco de Secchi (Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio. Junta de Andalucía 2015)

Las estaciones de muestreo establecidas en este Programa de Control de Vigilancia en nuestra zona de estudio se representan en la figura 5.4.2.2, junto con los límites de las masas de agua de transición y costeras. Como puede observarse, en la práctica existe una estación de muestreo en cada una de las masas de agua de transición y costeras, a excepción de las masas de agua denominadas “Estuario del Río Tinto 1” (código 440029), y “Marismas del Odiel” (440032), que quedan caracterizadas por dos estaciones de muestreo cada una de ellas.

Dado que casi todos los parámetros se muestrean trimestralmente y algunos de ellos sólo anualmente, todavía no se dispone de información suficiente para evaluar la utilidad de este Programa para el seguimiento de la calidad de las aguas litorales en nuestra zona de estudio de forma concluyente.

En el desarrollo de la línea de trabajo que venimos comentando, creemos que la teledetección puede **asistir a los responsables de la gestión de la calidad de las aguas litorales en el proceso de toma de muestras** de agua mediante la caracterización de las masas de agua en situaciones sinópticas concretas. El objetivo es analizar el proceso de muestreo a partir de la información que nos ha proporcionado la teledetección sobre la dinámica de las aguas del estuario y hacer propuestas para mejorar, si es necesario y posible, la representatividad de los puntos de muestreo, optimizando el proceso de manera que los valores que toman los parámetros de calidad del agua en cada punto:

- (i) sean realmente representativos de la calidad del agua de la zona en que se localiza, y
- (ii) sean perfectamente comparables con los valores que se obtengan en el mismo punto en los muestreos sucesivos a lo largo del año.



Figura 5.4.2.2. Estaciones de muestreo del Programa de Control de Vigilancia en las masas de agua de transición y costeras de la zona de estudio.

Ya hemos analizado, en trabajos previos, la representatividad del proceso y de la red de puntos de muestreo utilizada en el Plan de Policía de Aguas vigente hasta 2010 (Ojeda et al. 1997; Ojeda et al. 2003), y en este trabajo lo hacemos para la red de estaciones de muestreo del Programa de Control de Vigilancia establecido en ejecución de la Directiva Marco del Agua.

En cualquier caso, hay que tener en cuenta que las conclusiones y recomendaciones que expondremos aquí serán válidas básicamente para las condiciones hidrodinámicas analizadas, y en este sentido pueden no ser aplicables en otras que no estén representadas en el conjunto de imágenes que hemos utilizado en este trabajo. Pese a ello, creemos que las conclusiones alcanzadas se pueden considerar útiles, en forma de recomendaciones sobre cómo, cuándo y dónde tomar las

muestras de agua para conseguir la mejor caracterización de la calidad de las aguas en la zona de estudio y su representatividad de cara a una comparación diacrónica para diferentes fechas.

5.4.2.1. Aspectos generales del proceso de muestreo

A la hora de interpretar los resultados obtenidos en este trabajo, se debe recordar que en realidad, a partir de las imágenes de satélite lo que se consigue es una cartografía general e indirecta de la calidad de las **aguas superficiales** en el estuario, puesto que la energía electromagnética en la región visible sólo es capaz de penetrar unos decímetros en el agua turbia como la que encontramos en el estuario. Sin embargo, ello no invalida en absoluto la caracterización general de esta zona que se consigue a través de la teledetección, ya que el estuario de los ríos Tinto y Odiel presenta normalmente una buena mezcla (Carro et al. 2006) (debido a su importante rango mareal, escasa profundidad, etc.), excepto en situaciones excepcionales. Pese a ello, hay que entender que todas estas recomendaciones se aplican fundamentalmente a muestras tomadas en la zona superficial. Es conveniente hacerlo así además para poder utilizar estos datos en conjunción con imágenes de satélite de forma continuada para llegar a conocer mejor la calidad de las aguas de una zona tan frágil y conflictiva como la Ría de Huelva. En este sentido, sería interesante que los muestreos más completos (en cuanto a parámetros a analizar) se programaran, al menos periódicamente, coincidentes con la adquisición de imágenes de la zona por parte de algún sistema de teledetección que se juzgue conveniente. Creemos que merece la pena examinar la posibilidad de trabajar con Landsat 8 OLI/TIRS, ya que su resolución espacial es suficiente y presenta mejoras respecto al sistema usado en nuestro trabajo tanto en resolución espectral (incluye una banda en la región más útil para estas aplicaciones, de longitud de onda muy corta) como radiométrica (12 bits).

Se recomienda asimismo que durante la campaña de toma de las muestras, se registre la hora en que se recoge cada una, para poder saber exactamente en qué fase de marea se han adquirido, puesto que éste factor ha demostrado influir de una forma bastante importante en la posición de las diferentes masas de agua del estuario. Asimismo, sería muy interesante que se proporcionara información precisa sobre el lugar de recogida de cada muestra concreta, ya que aunque se conoce su posición aproximada, en diferentes campañas de muestreo puede variar ligeramente; por supuesto, si se llegaran a hacer las campañas de muestreo simultáneas a la adquisición

de imágenes, el posicionamiento de los puntos de recogida de muestras con la mayor precisión posible sería un requisito fundamental.

5.4.2.2. Recomendaciones sobre la variable temporal: cuándo tomar las muestras

El análisis de las imágenes confirma la idea previa de que la situación de marea (fase y coeficiente) influye bastante en los valores de los indicadores de calidad de la masa de agua, tanto en el interior de la Ría como en la zona costera. Asimismo, se confirma la tendencia señalada en los documentos del Plan de Policía (recordemos que en cada campaña se tomaba una muestra en marea alta y otra en marea baja para cada estación de muestreo) de que los parámetros de calidad del agua dan valores inferiores en marea alta (Usero García et al. 2000), ya que, como se ha reflejado en las imágenes, en marea alta las aguas limpias normalmente más alejadas de la costa se acercan a ésta y penetran en los cursos de agua.

A la vista de las imágenes tratadas, parece deducirse una coincidencia importante de las estructuras de turbidez en situaciones de marea alta. Es decir, las masas de agua se disponen siempre de forma similar en marea alta, como demuestra la repetición del mismo esquema en las diferentes imágenes analizadas, aunque probablemente a ello debe contribuir de una forma significativa el hecho de que todas ellas presentan coeficientes muy parecidos, por lo que no ha podido analizarse en profundidad la influencia de este factor. En las imágenes de marea baja, la disponibilidad de imágenes representativas de una mayor variedad de situaciones hidrodinámicas ha permitido comprobar la influencia del coeficiente, ya que existen amplias zonas de comportamiento homogéneo del agua cuando los coeficientes son similares. Sin embargo, en los periodos intermedios de la fase de flujo y reflujos, las estructuras de turbidez presentes en el agua varían muchísimo, y es imposible definir estas fases intermedias mediante un único esquema.

La observación de las imágenes también confirma la existencia de un cierto retraso (a veces de hasta dos horas, en función del coeficiente de marea) en la instalación de las corrientes de flujo y reflujos después del momento teórico de cambio de ciclo, que ya se conocía por otro tipo de estudios realizados mediante técnicas convencionales (Baonza & Plata 1982) y como resultado del estudio dinámico incluido en el apartado 5.1.

Todo lo expuesto hasta ahora nos lleva a una serie de conclusiones que se pueden aplicar en el proceso de toma de muestras para el control de la calidad del agua en la zona:

1. **Las muestras tomadas bien en situación de marea alta o de marea baja serán probablemente más representativas que las tomadas en situaciones intermedias.** La representatividad de los estaciones de muestreo depende de que se sitúen en zonas de agua con comportamiento homogéneo o no. En las situaciones intermedias no existen zonas homogéneas constantes, sino una gran variabilidad, por lo que es probable que los puntos que son realmente significativos (por caracterizar perfectamente una zona de aguas homogéneas) en la situación de marea alta o baja no lo sean en estas situaciones intermedias. Es decir, los valores que tomen los parámetros de calidad del agua en las muestras tomadas en estas situaciones intermedias no serán comparables con los resultados obtenidos para otras fechas, aunque se hubieran tomado en la misma situación de marea, porque ello no es garantía de encontrar la misma masa de agua en el mismo lugar. Sin embargo, ante la repetitividad de los patrones de circulación del agua y las zonas de agua con comportamiento homogéneo en las situaciones de marea alta y baja, los resultados obtenidos de las muestras de agua tomados en estas situaciones en diferentes fechas serán más comparables entre sí.

De cara a la interpretación de los valores que alcanzan los parámetros de calidad del agua analizados en las muestras con apoyo de imágenes de satélite, es necesario precisar que **ambas situaciones hidrodinámicas pueden tener un significado diferente:**

- a) En marea alta, las aguas estuarinas, más turbias, se concentran dentro del estuario. Por ello, es una situación idónea para permitir un seguimiento continuado de la evolución de la calidad del agua en el estuario;
- b) por su parte, las situaciones de marea baja también son importantes, ya que proporcionan información sobre el intercambio de las aguas estuarinas (turbias) con las exteriores.

Sin embargo, muestras tomadas en el mismo punto en ambas situaciones serían difícilmente comparables.

2. Ante la imposibilidad práctica de tomar todas las muestras simultáneamente, porque supondría un gran despliegue de medios, la toma de muestras se realizará siempre durante una parte del ciclo de marea. Por ello, **se recomienda empezar la toma de muestras a partir del establecimiento teórico de la pleamar o bajamar y continuar durante la primera o incluso la segunda hora siguiente** (dependiendo del coeficiente de marea, ya que las corrientes de flujo y refluo se mantienen durante más tiempo cuando el coeficiente es alto que cuando es bajo, como han demostrado las imágenes de marea baja; si el coeficiente es menor de 0.80, es conveniente no tomar las muestras después de una hora y media desde el cambio teórico de ciclo; sin embargo, con coeficientes superiores, la toma de muestras se puede alargar hasta dos horas después de ese cambio teórico de fase). Esta estrategia parece más adecuada que la de empezar un poco antes de la pleamar o bajamar teórica y continuar un poco después, ya que se ha observado el retraso con que se comporta el agua respecto al ciclo teórico. Ante este mantenimiento de las estructuras típicas de la pleamar o bajamar durante un tiempo posterior al momento teórico en que se alcanza, un cierto retraso respecto a ese momento no debe influir significativamente en los resultados obtenidos a partir de las muestras de agua. Lo que sí está claro es que no se deben empezar a tomar antes del establecimiento teórico de la bajamar o pleamar.

Por otra parte, para asegurar aún más que las diferentes muestras sean representativas de la misma fase de marea, sería aconsejable que en marea alta el itinerario para la toma de muestras se inicie en el Canal del Padre Santo hacia los tramos superiores del Tinto y el Odiel, y en marea baja en sentido opuesto. En este mismo sentido, parece que la toma de muestras en la zona exterior de la Ría debería realizarse a continuación de las del estuario, en la misma campaña para obtener información acerca del intercambio de agua entre el estuario y la zona litoral, como ya se ha comentado. Sin embargo, la consulta de los datos ya disponibles del Programa de Control de Vigilancia permite observar que las fechas de recogida de muestras en las masas de agua de transición y costeras no coinciden; se toman las muestras del interior del estuario en unas fechas y las de la zona exterior en otra.

5.4.2.3. Recomendaciones sobre la variable espacial: dónde tomar las muestras

Las zonas de comportamiento homogéneo del agua (en función de la fase y el coeficiente de marea) detectadas a partir del análisis de las imágenes se pueden considerar masas de agua con características comunes, al menos a grandes rasgos. Por ello, se considera que una sola muestra de agua podría ser representativa de la calidad de toda la masa, ya que sus características en principio son homogéneas y los valores que alcancen los parámetros de calidad del agua serán probablemente extensibles a toda la masa de agua. Es decir, en las "masas de agua" identificadas en las imágenes de una determinada fase de marea como constantes, sólo sería necesario tomar una muestra para caracterizar toda la zona.

Sin embargo, en las zonas en que se produce una mayor variabilidad en el comportamiento del agua incluso dentro de una misma fase de marea, probablemente hará falta más de un punto de muestreo para caracterizar completamente la calidad del agua.

Por tanto, y observando las imágenes que representan las zonas de comportamiento homogéneo (figuras 5.3.2.1, 5.3.2.2, 5.3.2.3 y 5.3.2.4) es posible deducir algunas recomendaciones para la localización de los puntos de toma de muestras, intentando conseguir la mejor caracterización posible de cada una de las masas de agua. Tal como se indicó con anterioridad, el agua se comporta de una manera más constante o repetitiva en situaciones de marea alta o baja y hasta una o dos horas después del cambio teórico de ciclo, por lo que a la hora de evaluar la posición de las estaciones de muestreo, lo haremos examinando las zonas de comportamiento homogéneo del agua en estas fases extremas del ciclo de marea, y no en las fases intermedias. Nos referiremos primero al interior del estuario (es decir, a las masas de agua de transición) y posteriormente a la zona exterior (masas de agua costeras).

5.4.2.3.1. Áreas internas del estuario

En la situación de **marea alta**, dentro de la Ría encontramos extensas zonas con un comportamiento homogéneo, o "masas de agua" individualizadas (figura 5.3.2.1) que ya se han comentado en el apartado 5.3, y enumeramos aquí en relación con las masas de agua de transición (ver figura 2.1.2.3.1) :

- Tramo superior del estuario del Tinto, coincidiendo con la totalidad de la masa de agua Río Tinto 2 (440030) y la mitad de Río Tinto 1 (440029).
- Sector superior del estuario del Odiel correspondiente a la masa de agua Río Odiel 1 (440033).
- Tramo inferior del Odiel antes de su confluencia, que coincide casi exactamente con la masa de agua Río Odiel 2 (440034), a excepción de una pequeña zona al norte.
- Zona inferior del río Tinto, justo antes de su confluencia con el Odiel. Corresponde en su totalidad a la masa de agua río Tinto 1 (440029).
- El canal del Burro, el del Burrillo y el de Punta Umbría, pertenecientes todos ellos a la masa de agua 440032 Marismas del Odiel.
- El tramo final del Canal del Padre Santo, en gran parte coincidente con la masa de agua Canal del Padre Santo 1 (440027).

Todas estas zonas mencionadas podrían quedar descritas mediante un único punto de toma de muestras de agua en cada una de ellas.

Sin embargo, hay otras zonas que se caracterizan por su comportamiento variable, ya que sus niveles de turbidez son diferentes en las imágenes analizadas, y por tanto quizás se necesite más de un punto de muestreo para caracterizarlas completamente desde el punto de vista de su calidad. Estas zonas de comportamiento variable dentro del estuario en la situación de marea alta son, indicando la masa de agua a la que pertenecen:

- Una pequeña zona en el tramo superior del estuario del Odiel, entre el muelle de Levante y la Isla de Bacuta, que pertenece a la masa de agua Río Odiel 2 (440034);
- el tramo más alto del Canal del Padre Santo hasta la confluencia de ambos ríos, que se corresponde casi perfectamente con la masa de agua Canal del Padre Santo 2 (440028).

Estas zonas de comportamiento variable probablemente no podrán ser caracterizadas desde el punto de vista de la calidad de sus aguas tomando muestras en un punto único, sino que será necesaria una muestra mayor para asegurar que los

resultados sean realmente significativos y que se recoge la variabilidad en calidad de agua presente en la zona.

En la situación de **marea baja**, también dentro de la Ría, se pueden identificar zonas de comportamiento homogéneo del agua, cuya calidad se podría caracterizar mediante un único punto de toma de muestras en situaciones de coeficiente inferior a 0.85 o superior a dicho valor (figuras 5.3.2.3 y 5.3.2.4). Con coeficiente inferior a 0.85:

- La primera zona que podría caracterizarse mediante un único punto corresponde al río Tinto, cuyo tramo visible en la imagen se encuentra casi en su totalidad en un único nivel de turbidez en la situación de marea baja. Es de resaltar que, al igual que sucedía en la situación de marea alta, el límite inferior de este tramo homogéneo coincide prácticamente con el puente, que parece marcar claramente el límite entre las aguas del Tinto y las aguas mezcladas del Canal del Padre Santo; esta zona homogénea se corresponde con dos masas de agua: Río Tinto 1 y Río Tinto 2 (440029 y 440030).
- La parte central del estuario del Odiel, entre las Salinas de Bacuta y la Punta del Burro aproximadamente, que coincide con el tramo central de la masa de agua Río Odiel 2 (440034).
- Dos pequeñas zonas en la desembocadura de la Ría, dentro de la masa de agua Canal del Padre Santo 1 (440027), pero ocupando sólo una pequeña parte de ella.
- El Canal de Punta Umbría, que forma parte de la masa de agua 440032 Marismas del Odiel.

Cuando el coeficiente de marea es superior a 0.85, las zonas que se podrían caracterizar mediante una sola muestra de agua en el interior del estuario se reducen bastante (ya que los coeficientes altos suponen un mayor desplazamiento de las masas de agua y es más difícil que se sitúen los mismos valores de turbidez en el mismo lugar, aunque sí se repiten las estructuras espaciales) y son las siguientes:

- el tramo superior de la parte del río Tinto visible en la imagen (incluyendo la masa de agua Río Tinto 2 completa y parte de Río Tinto 1), y

- el tramo medio del río Odiel, dentro de la masa de agua Río Odiel 2.

Por lo que respecta a las zonas de comportamiento variable, en la situación de marea baja tienen más extensión que en la de marea alta, pero se concentran prácticamente en una única zona: el Canal del Padre Santo, que ahora aparece como área de comportamiento heterogéneo del agua en su casi totalidad (incluyendo las masas de agua 440027 y 440028. En el caso de las situaciones de alto coeficiente, a esta zona se añade el tramo final de los dos estuarios, justo antes de su confluencia (que forman parte de las masas de agua Río Odiel 2 y Río Tinto 1) y el tramo más alto del río Odiel visible en la imagen (incluyendo parte de la masa de agua Río Odiel 2 y Río Odiel 1). Además, estas zonas de comportamiento variable se pueden considerar las más interesantes en esta situación, ya que normalmente coinciden con las zonas en las que se alcanzan los mayores niveles de turbidez de todo el estuario (figuras 5.1.2.10, 5.1.2.14 y 5.1.2.16).

Los análisis del Programa de Control de Vigilancia se realizan para muestras de agua tomadas en once puntos dentro de la zona que estamos tratando (figura 5.4.2.2), uno en cada masa de agua de transición, excepto las masas de agua Río Tinto 1 y Marismas del Odiel, con dos estaciones de muestreo cada una. Si superponemos la posición de estas estaciones de muestreo a la representación de las zonas homogéneas en las diferentes situaciones de marea (figuras 5.4.2.3.1.1, 5.4.2.3.1.2 y 5.4.2.3.1.3), podremos evaluar mejor su adecuación para la caracterización de la calidad del agua del estuario.

- En la masa de agua **Río Tinto 1** (440029) hay, como hemos comentado, dos estaciones de muestreo. Pese a que lo habitual es que haya sólo una estación por masa de agua, en este caso es un acierto ya que ésta es una masa de agua que a menudo presenta dos sectores diferenciados en cuanto a su turbidez, la zona superior con niveles de turbidez más altos (y/o menor batimetría) y la más cercana a la confluencia con el Odiel más bajos. Los dos puntos solamente parecen representar la misma masa de agua cuando las condiciones son de marea baja con coeficientes medios; en marea alta representan dos masas de agua homogéneas pero diferentes, mientras que en marea baja con coeficientes altos el punto situado más al interior del estuario caracteriza la masa de agua homogénea de turbidez alta que ocupa esta posición y la estación de muestreo situada al sur servirá para describir

una masa de agua de comportamiento variable. Por lo tanto, se considera que no proporcionan información redundante y deben mantenerse ambos.

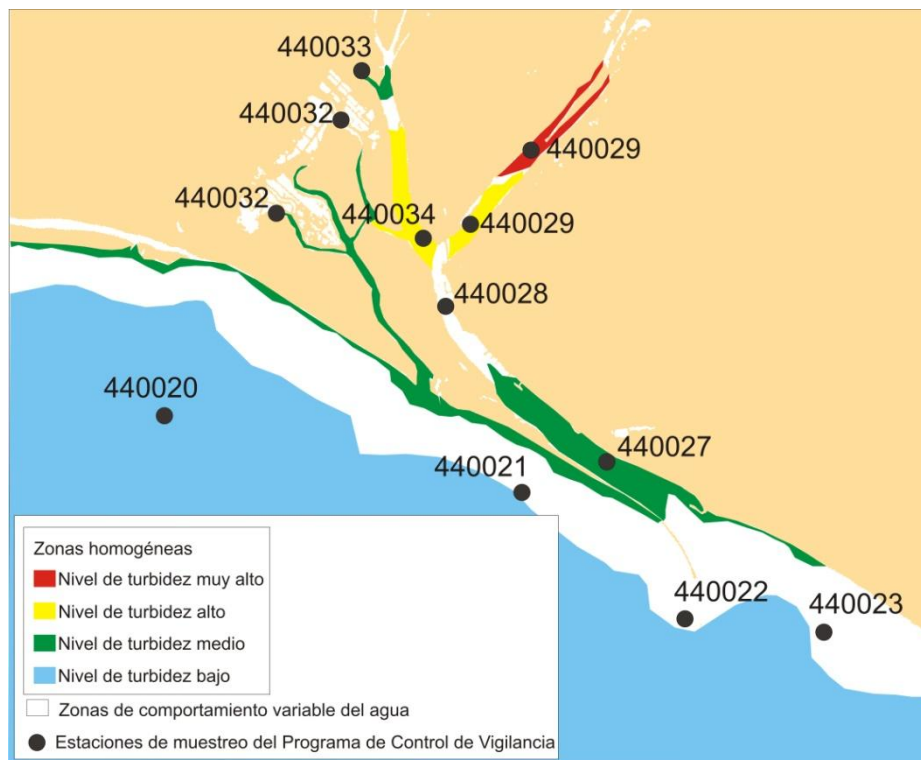


Figura 5.4.2.3.1.1. Estaciones de muestreo del Programa de Control de Vigilancia sobre las masas de agua homogéneas en situaciones de marea alta.

- El **Río Odiel 1** (440033) es representado únicamente por una estación de muestreo, situada en el canal del río que discurre paralelo al Estero de San Andrés. Representa una masa de agua homogénea en condiciones de marea alta que, sin embargo, se comporta de forma variable en situaciones de marea baja; por ello, quizá sería recomendable duplicarlo, puesto que en las zonas heterogéneas es interesante disponer de más muestras para que queden caracterizadas correctamente. Además, si el nuevo punto se localizara en el cauce principal del Odiel, se podría describir por separado la calidad de las aguas fluviales que son aportadas al estuario por este último, y la de las aguas marismeñas, que son las que canaliza fundamentalmente el caño en el que se sitúa el punto actual.
- La masa de agua **Río Odiel 2** (440034) está representada por un solo punto de recogida de muestras, situado en su parte sur, muy cercano a la confluencia con el río Tinto. Describiría una masa de agua homogénea

durante la marea alta, aunque en marea baja queda en una masa de agua de comportamiento variable. Por ello está claro que debe mantenerse, para caracterizar esta zona cercana a la confluencia, que además es interesante para determinar los máximos de turbidez en el estuario, la zona donde quedan las aguas que no pueden salir en un ciclo de marea. Pero también es evidente que sería necesario otro punto para caracterizar la zona central de esta masa de agua, que sí se comporta como una zona homogénea en todas las situaciones de marea. La propuesta es, por tanto, incluir un nuevo punto, a al norte del actual, conservando también éste.



Figura 5.4.2.3.1.2. Estaciones de muestreo del Programa de Control de Vigilancia sobre las masas de agua homogéneas en situaciones de marea baja y coeficiente medio.

- En la masa de agua **Canal del Padre Santo 2** (440028) sólo se ubica una estación de muestro del Programa de Control de Vigilancia. Dado que esta masa de agua es heterogénea en todas las situaciones de marea y por ello parece ser la parte del estuario más variable, podría ser necesario incluir algún otro punto de recogida de muestras. Sin embargo, las dimensiones de esta masa (que no son excesivamente grandes) y el hecho de que la estación de muestro ya existente de la masa de agua Río Odiel 2 está muy cercana a

ésta y además pertenece a la misma masa de agua de comportamiento variable (al menos en las situaciones de marea baja) creemos que hacen innecesario duplicarlo.

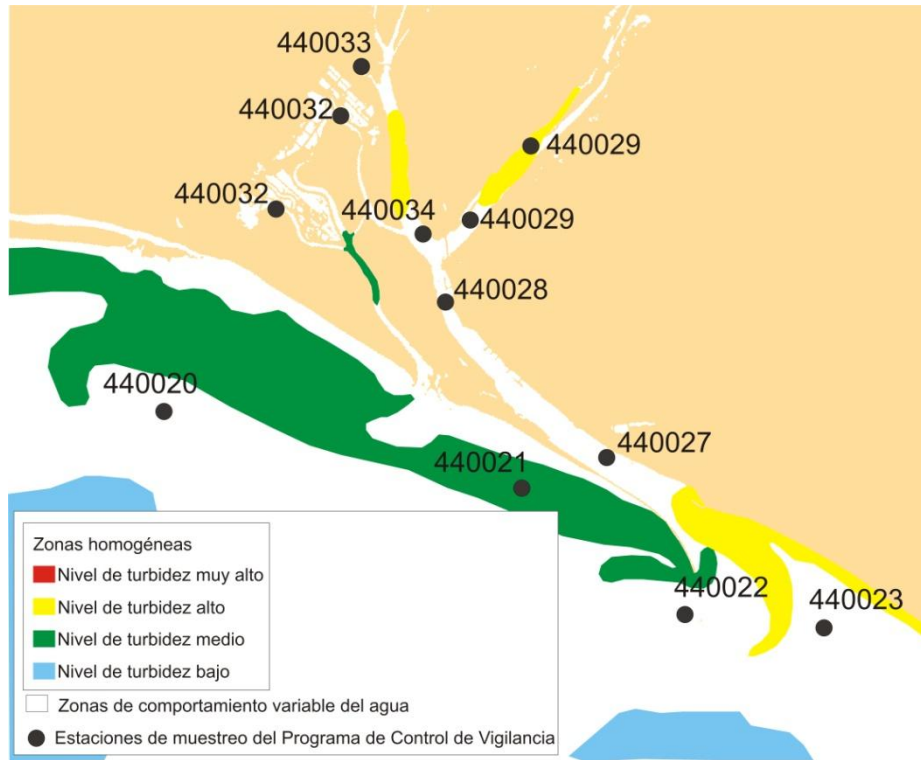


Figura 5.4.2.3.1.3. Estaciones de muestreo del Programa de Control de Vigilancia sobre las masas de agua homogéneas en situaciones de marea baja y coeficiente alto.

- La estación de muestreo que describe la calidad de la masa de agua **Canal del Padre Santo 1** (440027) se sitúa en su zona central. Esta masa de agua presenta un comportamiento homogéneo únicamente en situaciones de marea alta; en marea baja siempre es una zona de comportamiento variable a excepción de unas pequeñas áreas muy cercanas a su desembocadura. Por ello, y buscando un espaciado más regular entre las estaciones de muestreo en la totalidad del Canal del Padre Santo, recomendaríamos incluir un punto más y modificar la situación del actual, de manera que queden dispuestos como se presenta en la figura 5.4.2.4.1, para asegurar una mejor representación de la calidad de esta masa de agua en las situaciones de marea baja. Pese a la gran variabilidad que presentan las aguas del Canal del Padre Santo en su parte final, consideramos que con este cambio y las estaciones de muestreo que ya existen en las aguas costeras, sería suficiente para caracterizar esta zona tan interesante.

- La masa de agua **Marismas del Odiel** (440032) se describe en el Programa de Control de Vigilancia a través de los datos medidos en dos estaciones de muestreo, una de ellas situada en el canal llamado Calatilla Bacuta (la situada más al norte) y la otra en el Canal de las Madres (al sur). Resulta evidente la necesidad de controlar de forma especial la calidad en esta zona marismeña por corresponder a un espacio protegido, y suponemos que de ahí la duplicidad de estaciones en esta masa de agua. Nos parece adecuada, fundamentalmente porque ambas son zonas de comportamiento variable del agua, excepto el Canal de las Madres en situaciones de marea baja, que forma parte de una masa de agua homogénea que incluye también el canal del Burrillo y el del Punta Umbría. Por otro lado, a la vista de las conclusiones obtenidas sobre la dinámica de las aguas en el estuario, y teniendo en cuenta que, salvo en coeficientes excepcionalmente altos, la Ría de Punta Umbría realiza la mayor parte del intercambio de agua con la zona litoral (ya que a través de ella sale un volumen de agua mayor del que es evacuado por el Canal del Padre Santo), se considera también de interés caracterizar la calidad de estas aguas. Para ello se sugiere la localización de dos nuevos puntos de toma de muestras, el primero en el Caño del Burro para caracterizar las aguas que encuentran su salida del estuario a través de esta zona, y el segundo en la parte final de la Ría de Punta Umbría para conocer las características del agua que es aportada a la zona litoral.

Como conclusión, a la vista de las zonas de diferente comportamiento del agua que se detectan a partir de las imágenes, se puede decir que los puntos de muestreo utilizados por el Programa de Control de Vigilancia en general deben caracterizar aceptablemente la calidad de las aguas del estuario. Sin embargo, se han hecho algunas propuestas que consideramos que contribuirían a mejorar su representatividad y que se presentan gráficamente en la figura 5.4.2.4.1.

5.4.2.3.2. Zona litoral externa

Por lo que respecta a las masas de agua costeras, en el exterior del estuario, se observa que la información sobre la calidad del agua que nos proporcionan los puntos de toma de muestras del Programa de Control de Vigilancia es diferente según la posición

en que se encuentren respecto a las estructuras de turbidez cercanas a la costa, procedentes en su mayor parte de las aguas de los cursos de agua que desembocan en este tramo de costa. Así, si los puntos se sitúan en la zona afectada por estas estructuras de turbidez, nos están dando información sobre la calidad de las aguas estuarinas, ya que estos penachos de turbidez evidencian la influencia de las aguas continentales en esas zonas, por alejadas de la costa que estén. Es decir, en los diferentes muestreos se puede conseguir información de elementos diferentes, según el desarrollo espacial que tengan, en esa situación concreta, las estructuras de turbidez ligadas a la zona costera, puesto que la posición de los puntos de muestreo es siempre aproximadamente la misma.

De la observación de las imágenes clasificadas en niveles de turbidez que hemos generado para la caracterización dinámica del estuario (figuras 5.1.2.1 a 5.1.2.22) parece desprenderse que la extensión que ocupan las estructuras de turbidez en la zona costera depende de tres factores fundamentalmente: la fase de marea, el coeficiente de marea y el caudal de los ríos, en principio relacionado con la estación del año.

- La fase de marea es un factor fundamental; como se observa en las imágenes (figuras 5.1.2.9 a 5.1.2.14), en la fase de marea baja o cercana a ella (tanto al final de la fase de refluo como al inicio de la fase de flujo) las estructuras de turbidez tienen un gran desarrollo espacial, alejándose bastante de la costa las aguas con niveles de turbidez relativamente altos. Sin embargo, en marea alta (figuras 5.1.2.3 a 5.1.2.6) la situación es totalmente diferente: se observa que las aguas más claras llegan casi hasta la línea de costa. Así, un mismo punto nos proporcionará información de la calidad de las aguas costeras o de las aguas más estrictamente estuarinas dependiendo de la situación de marea en el momento de toma de las muestras de agua.
- Ya se ha comprobado, al comentar las imágenes de marea baja (Figuras 5.1.2.9 a 5.1.2.18) la influencia fundamental del coeficiente de marea en el desarrollo espacial de las estructuras de turbidez ligadas a la desembocadura de la Ría de Huelva y la de Punta Umbría. Su influencia es tan importante, que se puede decir que en situaciones de coeficientes bajos o medios, la mayor parte de las aguas que consiguen salir del sistema estuarino lo hacen a través del Canal de Punta Umbría, mientras que cuando el coeficiente de marea supera un cierto umbral (alrededor de 0.85), el Canal del Padre Santo es el encargado de evacuar el

mayor volumen de agua, formando un penacho de turbidez de importantes dimensiones.

- El otro factor fundamental que influye en la extensión que ocupan las estructuras de turbidez en la zona costera es el caudal de los ríos, claramente relacionado con la estación del año. Así, se observa cómo en las imágenes de invierno (figuras 5.1.2.9 y 5.1.2.12) las estructuras de turbidez presentan mucha mayor extensión que en las imágenes de la misma fase de marea que corresponden a situaciones de verano.

En nuestra zona de estudio hay cuatro masas de agua costeras, cada una caracterizada por una única estación de muestreo del Programa de Control de Vigilancia, cuya ubicación se ha representado sobre las zonas de comportamiento homogéneo del agua en las figuras 5.4.2.3.1.1, 5.4.2.3.1.2 y 5.4.2.3.1.3. En todas las masas de agua costeras el punto de muestreo que las describe se sitúa en su zona más externa, como puede observarse en la figura 5.4.2.2.

Todas estas masas de agua pueden resultar afectadas por las estructuras de turbidez ocasionadas por la salida de las aguas estuarinas al menos durante la marea baja, sobre todo teniendo en cuenta que no se sitúan muy lejos de la línea de costa puesto que las masas de agua costeras son bastante estrechas (la más ancha es la masa de agua 440020, Límite de la demarcación del Guadiana-Tinto Odiel/Punta Umbría); son, por ello, en general, zonas de comportamiento heterogéneo porque las estructuras de turbidez ocasionadas por la salida de las aguas estuarinas les afectarán o no, y en diferente medida, en función de la situación hidrodinámica concreta.

Del análisis de la posición de estas estaciones de muestreo puede deducirse que todas ellas se pueden considerar representativas y necesarias, puesto que cada una proporciona información sobre algún aspecto de interés:

- El punto que representa la masa de agua 440023 (**Mazagón - Límite de la demarcación Tinto-Odiel/Guadalquivir**) proporciona información sobre las características del agua en la zona afectada por las aguas estuarinas en situaciones de máximo reflujó; tras la propuesta ya realizada de añadir una nueva estación de muestreo cercana a la desembocadura del Canal de Padre Santo dentro de la masa de agua 440027, consideramos que la zona queda perfectamente caracterizada.

- El punto que representa la masa de agua 440022 (**1500 metros antes de la punta del Espigón de Huelva – Mazagón**) proporciona información sobre las aguas evacuadas por el Canal del Padre Santo que posteriormente se desplazan hacia Poniente, lo cual es importante porque permite saber qué componentes de las aguas estuarinas se mantienen al entrar en la zona costera y pueden por ello extenderse sobre las zonas litorales situadas a poniente.
- La estación de muestreo que caracteriza la masa de agua **Punta Umbría – 1500 metros antes del Espigón de Huelva** (440021) proporciona información sobre las aguas que, tras ser evacuadas del sistema estuarino a través del Canal del Padre Santo, son desplazadas hacia el oeste y en ese sentido complementa los datos que proporciona el punto que caracteriza la masa de agua anterior. Sin embargo, en la posición en la que se encuentra no describe las aguas evacuadas a través del Canal de Punta Umbría; en ese sentido, podría sugerirse un cambio de ubicación, desplazándolo hacia el oeste con el objetivo de representar más adecuadamente las aguas estuarinas que, habiendo salido del canal de Punta Umbría, alcanzan esta zona litoral. Sin embargo, creemos que si se añade el punto sugerido a la salida del Canal de Punta Umbría en la masa de agua 440032, podría no ser necesario.
- Por último, el punto que describe la masa de agua 440020 (**Límite de la demarcación de Guadiana- Tinto Odiel/Punta Umbría**) puede ser interesante, fundamentalmente para caracterizar las aguas que vierte el río Piedras y el desplazamiento máximo de las aguas evacuadas a través del Canal de Punta Umbría.

En realidad, lo que estamos diciendo con esto es que las masas de agua costeras están muy bien delimitadas porque se corresponden con zonas diferenciadas en su comportamiento hidrodinámico y que interesa caracterizar por separado porque presentan matices diferenciadores en cuanto a los factores que influyen en la calidad de sus aguas. La posición concreta del punto de muestreo dentro de la masa de agua no es tan relevante (excepto en el caso de la denominada Punta Umbría – 1500 metros antes del Espigón de Huelva, ya comentada), porque además las masas de agua tienen en muchos casos escasas dimensiones.

En cualquier caso, para que los valores obtenidos para los parámetros de calidad del agua se puedan relacionar con las características mencionadas y por tanto se pueda explotar la información que proporcionan correctamente, es necesario que durante la recogida del agua se tome información sobre la hora y el lugar exacto en que se toma, con la máxima precisión posible.

Una última sugerencia en relación con la toma de muestras en esta zona es que se lleve a cabo a continuación de la toma de muestras de agua en las masas de agua de transición, en la misma campaña y fundamentalmente en situaciones de marea baja (hasta dos horas después del momento teórico de la bajamar, en función del coeficiente) si lo que se pretende es comprender el intercambio de agua entre el sistema estuarino y el mar; si el objetivo fuera más bien caracterizar las aguas estrictamente marinas, se recomienda realizar la campaña en situación de marea alta, pero igualmente a continuación de la toma de muestras realizada en el interior de la Ría.

5.4.2.4. Conclusiones

En resumen, las recomendaciones y sugerencias que planteamos para optimizar el proceso de muestreo, de manera que la información obtenida a partir de él permita un conocimiento real y preciso de la calidad de las aguas de la zona de estudio, así como la posibilidad de estudiar su evolución en el tiempo, se concretan de la siguiente forma:

- Indicar en la base de datos que contiene la información de las muestras la **hora** de recogida de cada una de las muestras, además de la fecha. Eso permitirá calcular exactamente la **fase de marea** en que ha sido recogida, lo que es fundamental para la interpretación de los valores que toma cada parámetro de calidad del agua. También debería indicarse al menos una referencia general a la fase de marea durante la que se tomó cada muestra para una interpretación inmediata.
- Cada punto debe identificarse de forma exacta con las **coordenadas** en las que se toma la muestra de agua en cada campaña, información que ahora mismo no está incluida en la base de datos. Aunque tenemos una referencia genérica, como aparece en la figura 5.4.2.2, la ubicación exacta de la muestra es importante en su interpretación, sobre todo para aquellos puntos que se encuentran en zonas variables o heterogéneas.

- Las muestras se deben tomar en las situaciones extremas del ciclo de marea, es decir, en **pleamar o bajamar** y nunca durante las fases de flujo o reflujos. Ante la imposibilidad de tomar todas las muestras simultáneamente, se sugiere iniciar el proceso en el momento teórico de cambio de ciclo y concluirlo en el plazo de una hora y media o dos (según el coeficiente sea menor o mayor), ya que hemos comprobado que la estabilidad del agua es mayor durante ese periodo.
- Sugerimos caracterizar cada una de las estaciones de muestreo por **dos muestras en cada campaña**, una recogida en situación de marea alta y otra en marea baja, como ya se hacía en el Plan de Policía de Aguas del Litoral de Andalucía. En este sentido, nos parece un retroceso haber dejado de hacerlo aunque entendemos que puede deberse al aumento, en relación con el citado Plan, del número de parámetros que se analizan en las muestras de agua.
- Las muestras se deben tomar en los **dos tipos de masas de agua** (de transición y costeras) de forma continuada, **en la misma fecha**.
- El **itinerario** a seguir en la recogida de las muestras será desde el exterior hacia el interior durante la marea alta y desde la zona interna hacia las aguas costeras en las situaciones de marea baja.
- A partir de los objetivos de esta tesis y dado que la recogida de muestras se hace de forma periódica por imperativo legal, sugerimos que algunas de las campañas de toma de muestras se planifique para coincidir con la adquisición de imágenes por parte de algún sistema de teledetección espacial que se juzgue adecuado. Se ha sugerido Landsat 8 OLI-TIRS por tener una resolución espacial adecuada para este espacio, presentar una resolución radiométrica y espectral y una ratio señal/ruido mejorada respecto al sistema aquí utilizado y sobre todo, por ser de acceso gratuito y prácticamente inmediato. Ello permitirá, si no extrapolar los valores a otras situaciones, sí al menos **espacializar los resultados obtenidos mediante el muestreo** con ciertas garantías.
- Sobre el número y la ubicación de las estaciones de muestreo, nos hemos permitido sugerir, por las razones explicadas más arriba, añadir 5 puntos más a

los que están incluidos en el Programa de Control de Vigilancia, todos en las masas de agua de transición: uno en la masa de agua 440033, otro en 440034, dos puntos nuevos en la masa de agua Marismas del Odiel (440032) y uno en el Canal del Padre Santo 1; en esta última masa de agua también se propone modificar la posición del punto que ya existía para mejorar su representatividad. La propuesta concreta de ubicación de las estaciones de muestreo se presenta en la figura 5.4.2.4.1.

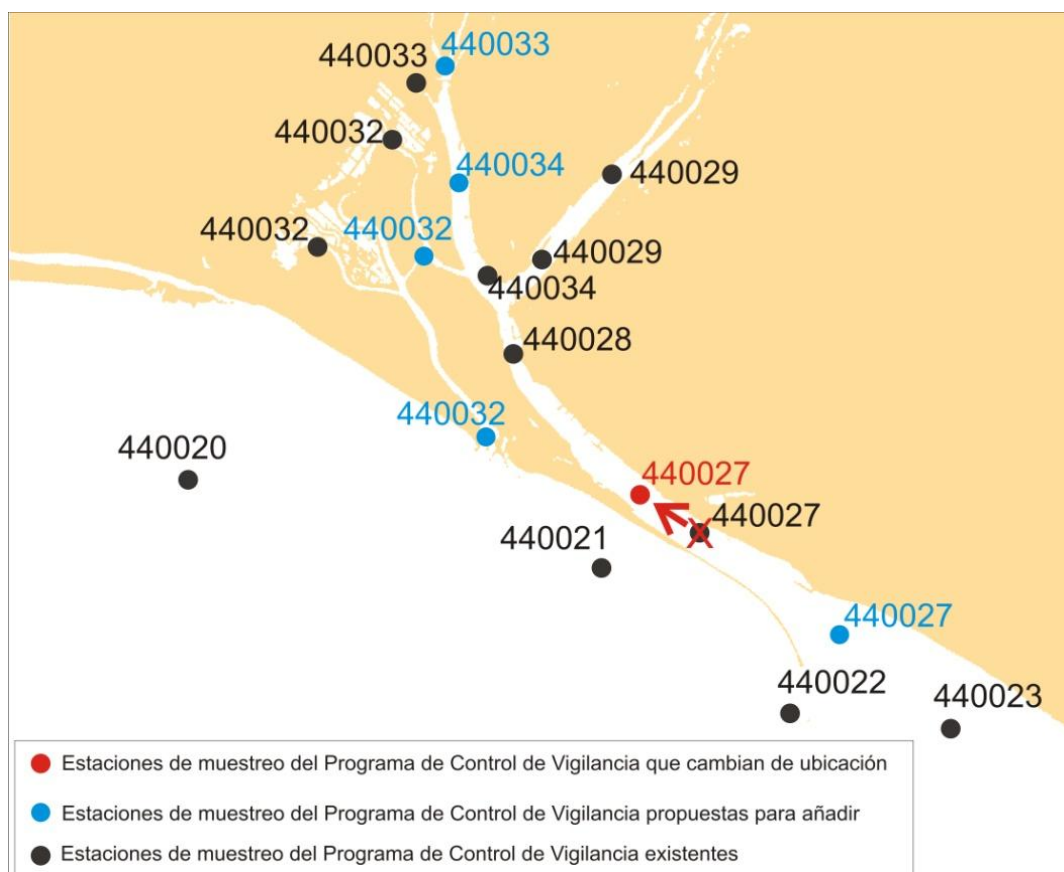


Figura 5.4.2.4.1. Propuesta de modificación de la red de estaciones de muestreo del Programa de Control de Vigilancia.

En conclusión, consideramos que el conocimiento adquirido sobre la dinámica y calidad de las aguas en el estuario de los ríos Tinto y Odiel puede realmente contribuir a una mejor gestión de la zona, al menos optimizando el proceso de muestreo necesario para su evaluación.

6. CONCLUSIONES Y PERSPECTIVAS

En este último capítulo del trabajo se cubren dos aspectos básicos, necesarios para concluirlo de una forma coherente. En primer lugar, se valora el cumplimiento de los objetivos planteados para el presente trabajo, presentando las conclusiones principales en relación con cada uno de ellos. En segundo lugar se presentan nuestras propuestas de trabajo sobre este tema en el futuro de cada a complementar las labores aquí presentadas y explotar los resultados alcanzados permitiendo obtener conclusiones más generales y nuevas formas de exponer la información obtenida que facilite su uso desde una perspectiva aplicada y de gestión.

6.1. Conclusiones

Dado que los resultados conseguidos se han discutido en cada uno de los capítulos en los que se presentan, e incluso se han presentado ya en ellos las conclusiones alcanzadas, realizaremos ahora un repaso de los objetivos tal como se plantearon en la introducción, resumiendo las conclusiones obtenidas para cada uno de ellos a modo de recapitulación final.

1. El primer objetivo que nos planteamos fue hacer una revisión bibliográfica lo más completa posible para **evaluar las posibilidades de aplicación de la teledetección espacial al objeto de estudio** que nos habíamos planteado: la calidad de las aguas litorales y especialmente estuarinas. En relación con este objetivo, de la revisión de las fuentes consultadas se han alcanzado varias conclusiones:

- La presencia de los diferentes materiales que se pueden encontrar en las aguas naturales modifica su **respuesta espectral** lo suficiente como para que esté justificada la búsqueda de modelos que los cuantifiquen a partir de los datos proporcionados por imágenes de satélite.
- La complejidad óptica de las aguas de tipo 2 en general, las litorales en particular y las estuarinas en concreto y la naturaleza aditiva de las propiedades ópticas inherentes del agua (Matthews 2011) **no permiten la aplicación de los métodos analíticos** para la cuantificación de parámetros

de calidad del agua con garantías de éxito, pese a ser evidentemente mucho más robustos desde una perspectiva teórica.

- Pese a las dificultades prácticas que pueden presentar, que principalmente se centran en la necesidad de disponer de **información recogida *in situ*** simultáneamente a la adquisición de la imagen, **los métodos empíricos han demostrado su utilidad** para las aguas de tipo 2, tanto las interiores como las litorales (Matthews 2011).
- Dada su naturaleza, **sólo se espera que los modelos empíricos funcionen bien para el área para la que se han calculado, dentro del rango de los valores que se han usando para derivarlos y en las mismas condiciones ambientales y atmosféricas** (Chuvieco 2002).
- Pese a las limitaciones mencionadas, los métodos empíricos permitirán, siempre que se disponga de datos reales medidos simultáneamente, **espacializar** la información sobre los parámetros de calidad del agua que se obtiene mediante el análisis de muestras, **dando continuidad espacial a unos datos que por naturaleza son puntuales**. Esta aportación nos parece importantísima y suficiente desde un punto de vista aplicado para justificar el esfuerzo de explorar sus posibilidades en el área de estudio.

2. El segundo objetivo de nuestro trabajo era estudiar las posibilidades de uso de la teledetección espacial para la **cuantificación de parámetros concretos de calidad del agua** en estuarios mesomareales de la fachada atlántica de Andalucía. Sobre esta cuestión podemos resumir varios aspectos importantes:

- Todos los parámetros de calidad del agua estudiados en este trabajo presentan una **relación real desde el punto de vista estadístico con los valores de las imágenes**. Ello justifica la búsqueda de modelos empíricos para su cuantificación.
- Sin embargo, la relación con los valores obtenidos de las imágenes **no es igual** de estrecha para todos los parámetros de interés:

- La **turbidez** es el parámetro más relacionado con la reflectividad obtenida de la imagen para todas las experiencias realizadas, lo que se explica por su propia naturaleza, su carácter integrador y el hecho de que su sistema de medición (atenuación de la luz en la muestra de agua medida mediante turbidímetro) sea similar al tipo de información que muestran las imágenes.
- Los **pigmentos fotosintéticos** medidos en las campañas (clorofila a, b y c) también presentan fuerte relación con los valores obtenidos de las imágenes en determinadas bandas, como corresponde también a su naturaleza (su función es absorber la luz solar de determinadas longitudes de onda para realizar la fotosíntesis), aunque la relación sería más estrecha y su cuantificación más sencilla si se dispusiera de sensores de mayor resolución espectral (bandas menos anchas).
- Los **sólidos en suspensión** presentan una relación con los valores de la imagen menos estable, la fuerza de esa relación varía bastante entre unas fechas y otras. A falta de datos concretos en las fechas analizadas que nos permitan confirmarlo, consideramos que se debe a la influencia que tiene sobre el efecto óptico de las partículas inorgánicas en suspensión en el agua su granulometría y composición mineralógica, tal como establecen diferentes autores.
- Algunos de los **metales pesados** presentes en las aguas del estuario también se relacionan de manera directa y estrecha con los valores digitales de las imágenes. **Dados los valores de concentración de dichos metales es poco probable que esa relación sea directa y se ha comprobado que puede establecerse indirectamente a través de otros de los parámetros de calidad del agua que sí modifican su respuesta espectral, como son los sólidos en suspensión o, fundamentalmente, las clorofilas.** En cualquier caso, ello abre la puerta a la posibilidad de su cuantificación indirecta y espacialización, si no de forma absoluta al menos relativa, permitiendo establecer áreas de riesgo de contaminación por estas sustancias.

3. En tercer lugar, en este trabajo pretendíamos buscar **modelos empíricos que permitan espacializar** a la totalidad de las celdillas de la imagen de satélite los valores de los parámetros de calidad del agua obtenidos para los puntos de muestreo.

- Teniendo en cuenta que aquí se utiliza el análisis de regresión para estimar los valores de la variable dependiente con el fin de espacializar (y no con intención de hacer análisis causal, en cuyo caso los requisitos a cumplir son bastante más estrictos, como se ha explicado en el apartado 4.2.1.3), se han establecido una serie de **criterios estadísticos para la selección del mejor modelo** para cada fecha y parámetro de calidad del agua que aseguran el menor sesgo, la mayor capacidad de estimación y eficiencia. Sin embargo, los modelos que cumplen estos requisitos no siempre son los que presentan un coeficiente de determinación mayor. Aún así, los resultados obtenidos por los modelos seleccionados, evaluados en términos del coeficiente de determinación (ya que es el único indicador de la bondad del modelo que aportan numerosos autores), son **similares a los obtenidos por otros autores en otras zonas** (incluso en aguas continentales, más sencillas de estudiar), como se deduce del apartado 2.4.
- De todas formas, el hecho de que los mejores modelos para los diferentes parámetros y fechas no incluyan de forma sistemática las mismas bandas creemos que confirma la **limitación** fundamental que para estos métodos empíricos señalan Dekker, Malthus y Hoogenboom (Dekker et al. 1995): la posibilidad de obtener resultados espurios, ya que no es necesario que existan relaciones causales directas entre los parámetros que se estudian para obtener buenas estimaciones en un análisis de regresión. En cualquier caso, creemos que ello no invalida este tipo de modelos para esta aplicación, ya que precisamente nuestro objetivo es espacializar y no explicar.
- Del examen de los resultados obtenidos en la cuantificación y espacialización de los parámetros de calidad del agua también se desprenden conclusiones acerca de la **adecuación del sistema de teledetección empleado**. Aunque es la única opción disponible en función de las fechas de las campañas de recogida de muestras, ya que es el que

tiene mejor resolución espectral de los que presentan un tamaño de pixel adecuado para el trabajo en esta zona, consideramos insuficientes dos aspectos:

- su **resolución espectral**: como ya hemos comentado previamente, con bandas más estrechas probablemente la contribución de los diferentes componentes ópticamente activos del agua podría separarse más y se conseguiría una mayor precisión en su cuantificación;
- y su **resolución radiométrica y ratio señal/ruido**: el hecho de que los valores de reflectividad correspondientes al agua tengan un rango muy reducido determina que en las zonas de agua el ruido del sensor sea una muy importante fuente de error; por ejemplo, en Landsat TM un ruido del sensor de ± 1 valor digital en cada banda puede dar como resultado un error del 100 % en la estimación de la concentración de sedimentos en suspensión si ésta es baja (Nichol & Vohora 2004).

4. Como cuarto y último objetivo nos planteábamos explorar la **utilización práctica y aplicada** de los resultados de los objetivos anteriores **en los procesos de planificación y gestión ambiental** de las aguas litorales. En relación con este objetivo, consideramos que:

- La **caracterización hidrodinámica** del estuario y bahía estudiados utilizando la **turbidez de las aguas como trazador natural**, es posible gracias a la existencia de una relación lo suficientemente estrecha entre este parámetro de calidad global y la reflectividad de la masa de agua, aplicando en este caso a las imágenes un proceso de tratamiento muy sencillo puesto que el objetivo ya no es cuantitativo sino cualitativo.

Asimismo, consideramos que los resultados obtenidos aportan muchísimo al conocimiento del funcionamiento hidrodinámico de las zonas de estudio, contribuyendo a **completar las conclusiones de estudios realizados mediante técnicas convencionales** como pueden ser flotadores o trazadores fluorescentes o radiactivos (Baonza & Plata 1982) o altímetros

que registran la altura de marea en diferentes estaciones durante ciclos completos (Morales & Borrego 2000), que difícilmente pueden cubrir un espacio tan grande y tantas situaciones diferentes. En los trabajos que utilizan este tipo de técnicas a menudo quedan situaciones o espacios sin caracterizar que la interpretación de imágenes desde esta perspectiva puede ayudar a completar. También contribuirían en el caso de la modelización numérica de las mareas y corrientes, ya que las imágenes de turbidez funcionarían como "verdad terreno" para testar salidas de modelos numéricos realizados en las mismas condiciones hidrodinámicas. Evidentemente, se debe continuar el trabajo con más fechas que representen situaciones diferentes.

Este tipo de productos permite **inferir hacia dónde se desplazan las masas de agua superficiales** (que pueden ser portadoras de diversos contaminantes) en diferentes situaciones hidrodinámicas, por lo que su utilidad en la gestión, al margen del puro conocimiento del funcionamiento del estuario o la bahía, es indudable.

- Es posible **identificar masas de agua y determinar áreas de comportamiento homogéneo** de las aguas litorales a través de la aplicación de técnicas muy simples de tratamiento digital de imágenes. A estos resultados les encontramos dos usos inmediatos en la gestión de los medios litorales:
 - Contribuir a la **definición de las masas de agua** costeras y de transición que exige la Directiva Marco de Agua, de manera que esté apoyada sobre un conocimiento más sólido (desde la perspectiva espacial) de las características del agua en una zona tan dinámica, compleja, difícil y costosa de estudiar mediante otras técnicas más convencionales.
 - Contribuir a optimizar el **diseño de los instrumentos de control de la calidad de las aguas litorales que se basan en la recogida y análisis de muestras de agua**. En este sentido, a partir del conocimiento de la disposición de las masas de agua y las zonas de comportamiento homogéneo en diferentes

situaciones de marea, hemos podido plantear algunas sugerencias sobre **cuándo**, **dónde** y **cómo** tomar las muestras de agua para que sean lo más representativas posible de las masas de agua a las que pertenecen en cada situación de marea.

También hemos identificado qué tipo de información auxiliar es importante conocer para poder interpretar de forma más completa los datos proporcionados por los diferentes muestreos (como la hora, la fase de la marea o la posición exacta de recogida de cada muestra), lo que puede hacer que se consiga un mejor conocimiento de la calidad de las aguas sin encarecer ni retrasar el proceso de muestreo.

6.2. Perspectivas futuras y reflexiones finales

Antes de terminar nos gustaría mencionar algunas de las cuestiones que nos planteamos de cara al futuro en relación con el tema tratado en esta tesis:

- Completar en la medida de lo posible la caracterización dinámica de la Ría de Huelva utilizando todas las imágenes Landsat disponibles que se consideren interesantes por la situación de marea que representen, aprovechando que en la actualidad se distribuyen gratuitamente y están disponibles para su descarga directa; además, las mejoras evidentes de Landsat 8 OLI-TIRS frente al sistema utilizado en este trabajo (Landsat 5 TM) puede abrirnos nuevas posibilidades de interpretación que estamos deseando explorar. Por supuesto, también nos interesan otros sistemas de teledetección que puedan tener posibilidades de aplicación reales en esta área, en función de sus resoluciones espectrales y espaciales, como puede ser el recién estrenado Sentinel-2 (su primera imagen se adquirió cuatro días después de su lanzamiento, el día 29 de junio de 2015), que forma parte del programa europeo Copernicus (ESA 2015) y dispone de 13 bandas espectrales.
- Comprobar si los sistemas de teledetección más avanzados de los que se dispone en la actualidad (con resolución espacial adecuada para las

características de nuestra zona de estudio) nos permiten la cuantificación de los parámetros de calidad del agua con mayor precisión que la aquí conseguida. Ello evidentemente requerirá contar con datos procedentes del análisis de muestras recogidas simultáneamente a la adquisición de la imagen, lo que puede resultar un poco complicado, dado el alto coste de estas campañas.

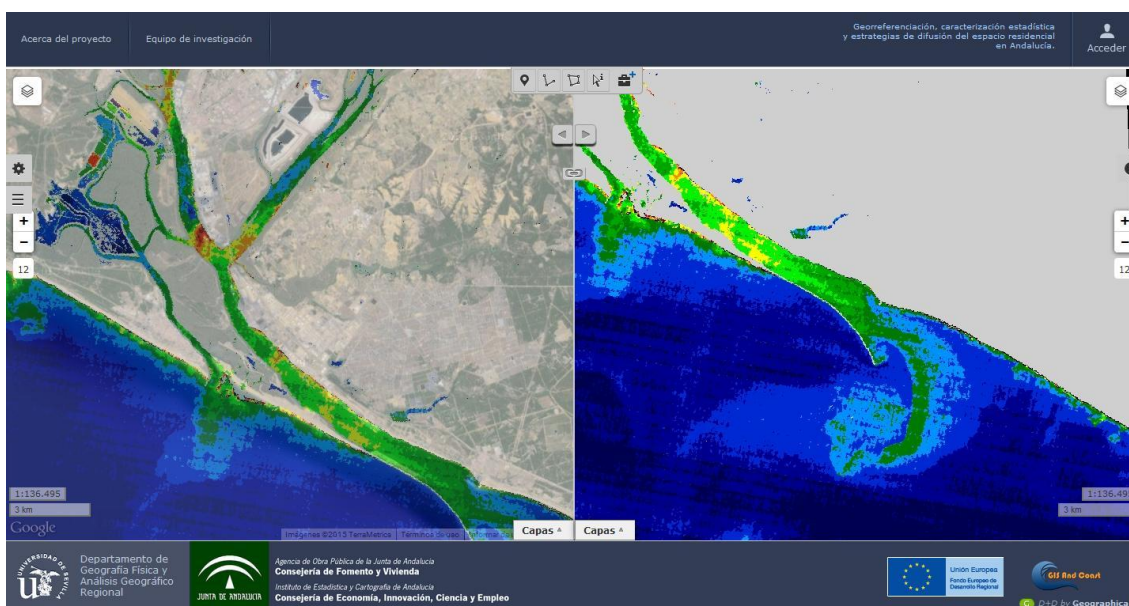


Figura 6.2.1. Acceso a través del Visor Web desarrollado por el Grupo de Investigación RNM 177 (<http://www.nacional.gis-and-coast.org/>) a la imagen de fecha 01-01-1991 segmentada para mostrar niveles de turbidez.

- Dado que, como hemos comentado, es esencial de cara a la gestión que el resultado del tratamiento e interpretación de las imágenes llegue a quienes necesitan esa información (gestores y usuarios), consideramos del máximo interés el desarrollo futuro de herramientas que permitan el acceso y la consulta de toda la información generada en esta tesis y la que se generará en el futuro en continuación de esta línea de trabajo. Deben ser además herramientas que no requieran una alta formación técnica para que puedan ser manejadas por todo tipo de usuarios (Ojeda Zújar & Cabrera Tordera 2006). En ese sentido, pretendemos utilizar la experiencia acumulada por el grupo de investigación en la difusión de datos geográficos como **servicios interoperables OGC** a través de **servidores de mapas** (la opción tecnológica que permitiría el acceso y reutilización de los datos y resultados generados a los usuarios más técnicos). Por otra

parte, aprovechar la experiencia del grupo en el desarrollo **geovisores web** (<http://www.globalclimatemonitor.org/>, <http://www.nacional.gis-and-coast.org/>) basados en tecnologías de código abierto (leaflet o openlayer) para facilitar el acceso a esta información por parte de los usuarios mas generalistas. Estas herramientas permiten mostrar la información geográfica deseada de forma flexible e intuitiva (figura 6.2.1), además incorporar herramientas de consultas y descargas de datos.

A pesar de las limitaciones de la teledetección para la cuantificación de parámetros de calidad del agua que han quedado evidenciadas en el presente trabajo (imposibilidad de prescindir de muestreos del agua simultáneos a la adquisición de las imágenes, resultados más precisos para determinados parámetros y en unas fechas u otras en función de la combinación de los elementos ópticamente activos presentes en el masa de agua, etc.), creemos firmemente que la teledetección aporta ya y puede aportar mucho más a la gestión directa del medio ambiente en general y de las aguas litorales muy en particular. Ello evidentemente requiere un esfuerzo, transformar los datos que proporciona la teledetección en información y aplicaciones (National Reseach Council 2001), dar el paso de la investigación pura (reflectividad, algoritmos, modelos complejos, etc.) hacia las aplicaciones operativas (basadas por supuesto en un conocimiento profundo de las bases de la teledetección). Para ello, lo primero es plantearnos las necesidades reales de información en la gestión e intentar darles respuesta; no nos quedemos en que es imposible cuantificar de forma precisa (es decir, sin error de estimación) los parámetros de calidad de las aguas litorales a partir de imágenes, planteémonos si lo que sí se puede hacer es útil, para quién y en qué medida, si resuelve problemas o vacíos de información. En ese sentido, pese a que la teledetección ha recorrido ya un camino muy largo en esa dirección y ha abierto muchas puertas, todavía no ha alcanzado su techo.

En relación con este tema, el *National Research Council* de Estados Unidos, en su informe *Transforming Remote Sensing Data into Information and Applications* (National Reseach Council 2001) identifica algunos de los problemas que deben resolverse:

- La diferencia entre los datos brutos de teledetección y la información que necesitan los usuarios finales. Las imágenes en bruto no pueden ser utilizadas por los gestores del medio ambiente, ellos necesitan información para resolver problemas concretos.

- La falta de comunicación entre los investigadores expertos y los potenciales usuarios finales. Los técnicos deben ser capaces, en primer lugar, de comprender las necesidades concretas de información de esos gestores para darles respuesta y, en segundo lugar, de transmitir la utilidad potencial de los productos que se les suministran.
- La financiación del proceso de transformar los datos en información y aplicaciones concretas para la gestión. Aunque cada vez hay más sistemas de teledetección gratuitos, también hay más sistemas puramente comerciales, que pueden responder mejor a necesidades concretas de información. Además, de todas formas, la adquisición de las imágenes no es más que el primer paso de un proceso que puede ser largo hasta conseguir una aplicación operativa. Así, los usuarios finales-gestores medioambientales deben ser conscientes de la inversión que ello supone al menos en personal y formación o, alternativamente, estar dispuestos a contratar empresas externas que realicen todo el proceso.

Para terminar, y en relación con este tema, mencionaremos unas palabras de Robert P. Bukata, autoridad reconocidísima en el mundo de la teledetección y las aguas naturales: “La teledetección está dramáticamente infrautilizada en el seguimiento y evaluación de ecosistemas. La teledetección operacional de la calidad de las aguas interiores y litorales virtualmente no existe. (...) Así, después de décadas de impulso tecnológico, la teledetección de las aguas continentales y litorales todavía está esperando el tirón del usuario final” (Bukata 2005).

Esperemos haber contribuido de alguna forma con este trabajo a acercar la teledetección al usuario final o, al menos, haber puesto de manifiesto en alguna medida sus posibilidades de aplicación real.

7. REFERENCIAS CITADAS¹

Agencia Andaluza del Agua, 2010. Memoria de la propuesta de proyecto de Plan Hidrológico de la demarcación hidrográfica Tinto-Odiel-Piedras, Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. Disponible en:

http://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/web/Bloques_Tematicos/agencia_andaluza_agua/participacion/docs_informacion_publica/planes_hidrologicos_demarcacion_es_andaluzas/distrito_hidrografico_tinto_odielpiedras/memoria_top.pdf.

Ahlhäs, K. & Royer, T.C., 1989. Application of satellite visible band data to high latitude oceans. *Remote sensing of Environment*, 28, pp.85–93.

Airbus Defence & Space, 2015a. GeoStore. Disponible en: <http://www.geo-airbusds.com/geostore/> [Acceso 21 junio, 2015].

Airbus Defence & Space, 2015b. Los productos SPOT 6/7: Airbus Defence and Space. Disponible en: <http://www.geo-airbusds.com/es/4597-los-productos-spot-6-7> [Acceso 21 junio, 2015].

Alföldi, T. & Munday, J.C., 1978. Water quality analysis by digital chromacity mapping of Landsat data. *Canadian Journal of Remote Sensing*, 4(2), pp.108–126.

Allewijn, R. et al., 1995. Remote sensing and water quality in the Netherlands. En Askne, ed. *Sensors and Environmental Applications of Remote Sensing*. Rotterdam: Balkema, pp. 273–280.

Allison, P.D., 1999. *Multiple Regression: A Primer*, Thousand Oaks, California: Pine Forge Press.

Alparslan, E. et al., 2007. Water quality assessment at Omerli Dam using remote sensing techniques. *Environmental Monitoring and Assessment*, 135, pp.391–398.

Ambarwulan, W. et al., 2012. Estimating total suspended matter concentration in tropical coastal waters of the Berau estuary, Indonesia. *International Journal of Remote Sensing*, 33(16), pp.4919–4936.

¹ La bibliografía de este trabajo se ha gestionado a través de Mendeley, y para las citas en el texto y la bibliografía se ha utilizado el estilo “Harvard reference” de dicho gestor bibliográfico.

Aranuvachapun, S. & LeBlond, P.H., 1981. Turbidity of coastal waters determined from Landsat. *Remote Sensing of Environment*, 11, pp.113–132.

Aranuvachapun, S. & Walling, D.E., 1988. Landsat MSS radiance as a measure of suspended sediment in the Lower Yellow River (Hwang Ho). *Remote Sensing of Environment*, 25, pp.145–165.

Arche Miralles, A., 2010. *Sedimentología: Del proceso físico a la cuenca sedimentaria*, Editorial CSIC - CSIC Press.

Austin, R.W., 1974. The remote sensing of spectral radiance from below the ocean surface. En N. G. Jerlov & E. S. Nielsen, eds. *Optical aspects of oceanography*. New York: Academic Press, pp. 317–344.

Balopoulos, E.T.H., Collins, M.B. & James, A.E., 1986. Satellite images and their use in the numerical modelling of coastal processes. *International Journal of Remote Sensing*, 7(7), pp.905–919.

Baonza, E. & Plata, A., 1982. *Estudio sobre la contaminación de la Ría de Huelva. Comportamiento dinámico. Resultados de la campaña de campo*, Madrid. CEDEX.

Barale, V. et al., 2002. Water constituents in the north-western Black Sea from optical remote sensing and in situ data. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 54, pp.309–320.

Baranowska, T., 1993. The estimation of water quality and trophic state in lakes with application of multitemporal Landsat-MSS and -TM images. En Wrinkler, ed. *Remote Sensing for monitoring the changing environment of Europe*. Rotterdam: Balkema, pp. 189–194.

Baruah, P.J. et al., 2001. Neural network modeling of lake surface chlorophyll and sediment content from Landsat TM imagery. En Centre for Remote Imaging, Sensing and Processing. National University of Singapore, ed. *22nd Asian Conference on Remote Sensing*. Singapore, pp. 5–9. Disponible en: <http://www.crisp.nus.edu.sig/~acrs2001/>.

Borrego Flores, J., 1992. Sedimentología del estuario del río Odiel (Huelva, S.O. España). Universidad de Sevilla. Tesis doctoral.

Borrego, J. & Pendón, J.G., 1989. Caracterización del ciclo mareal en la desembocadura del río Piedras. En XIII Congreso español de Sedimentología. pp. 97–100.

Bowers, D.G. et al., 2002. Turbidity in the southern Irish Sea. *Continental Shelf Research*, 22(15), pp.2115–2126.

Bowker, D.E. & Witte, W.G., 1977. The use of LANDSAT for monitoring water parameters in the coastal zone. En *Satellite Applications to Marine Technology*. New Orleans, pp. 193–198.

Bowker, D.E. et al., 1985. Spectral reflectances of natural targets for use in remote sensing studies, Hampton, Virginia.

Brackel, W.H., 1984. Seasonal dynamics of suspended-sediment plumes from the Tana and Sabaki rivers, Kenya: analysis of Landsat imagery. *Remote Sensing of Environment*, 16, pp.165–173.

Bukata, R.P., 2005. *Satellite monitoring of inland and coastal water quality: retrospection, introspection, future directions*, Boca Raton, FL: Taylor & Francis.

Bukata, R.P. et al., 1995. *Optical properties and remote sensing of inland and coastal waters* 1ª ed., Boca Raton: CRC Press.

Bukata, R.P. et al., 2001. Validation of a radiometric color model applicable to optically complex water bodies. *Remote Sensing of Environment*, 77(2), pp.165–172.

Cairns, S.H., Dickson, K.L. & Atkinson, S.F., 1997. An Examination of Measuring Selected Water Quality Trophic Indicators with SPOT Satellite HRV Data. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 63(3), pp.263–265.

Campbell, J.B., 1987. *Introduction to Remote Sensing*, New York: The Guilford Press.

Carro, B., 2002. Sedimentación reciente en el estuario del río Tinto. Universidad de Huelva. Trabajo de fin de grado.

Carro, B. et al., 2005. Fraccionamiento de Fe y metales pesados en la Materia en Suspensión de la Ría de Huelva (SO de España). *Geogaceta*, 38, pp.155–158.

Carro, B. et al., 2006. Procesos de Mezcla de un estuario afectado por drenaje de aguas ácidas (Ría de Huelva, España). *Geogaceta*, 39, pp.115–118.

Catts, G.P. et al., 1985. Remote sensing of tidal chlorophyll-a variations in estuaries. *International Journal of Remote Sensing*, 6(11), pp.1685–1706.

Cavallaro, S., 2000. Fotosíntesis. Disponible en:

<http://www.monografias.com/trabajos28/fotosintesis/fotosintesis.shtml> [Acceso 19 junio, 2015].

CEDEX, 2000a. Demarcaciones Hidrográficas. Hispagua. Disponible en: <http://hispagua.cedex.es/instituciones/demarcaciones> [Acceso 19 junio, 2015].

CEDEX, 2000b. Libro Blanco del Agua en España, Disponible en: <http://hercules.cedex.es/Informes/Planificacion/2000-Libro Blanco del Agua en Espana/>. [Acceso 19 junio, 2015].

CEE, 1975. Directiva 76/160//CEE del Consejo, de 8 de diciembre de 1975, relativa a la calidad de las aguas de baño. Disponible en: http://europa.eu.int/eur-lex/es/consieg/main/1976/es_1976L0160_index.html.

CES, 2006. La gestión del agua en Castilla-La Mancha, Toledo: Consejo Económico y Social de Castilla-La Mancha. Disponible en: http://www.ces-clm.es/archivos/uploaded/e2_06.pdf.

Chander, G. & Markham, B., 2003. Revised Landsat 5 TM radiometric calibration procedures and post calibration dynamic ranges. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 41(11), pp.2674–2677.

Chávez, P.S.J., 1996. Image-Based Atmospheric Corrections - Revisited and Improved. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 62(9), pp.1025–1036.

Chen, Z., Curran, P.J. & Hansom, J.D., 1992. Derivative reflectance spectroscopy to estimate suspended sediment concentration. *Remote Sensing of Environment*, 40, pp.67–77.

Chen, Z., Hu, C. & Muller-Karger, F.E., 2007. Monitoring turbidity in Tampa Bay using MODIS/Aqua 250-m imagery. *Remote Sensing of Environment*, 109, pp.207–220.

Cheshire, H.M., Khorram, S. & Brockhaus, J.A., 1985. Monitoring estuarine water quality from Landsat TM. En *Advanced technology for monitoring and processing global environmental data*. University of London.

Chica Olmo, M. et al., 1999. Técnicas de teledetección aplicadas al estudio de los ríos Tinto y Odiel. En S. Castaño & A. Quintanilla, eds. *Teledetección: avances y aplicaciones*. Albacete: Diputación de Albacete, pp. 59–67.

Chica-Olmo, M. et al., 2004. Integrated remote sensing and GIS techniques for biogeochemical characterization of the Tinto-Odiel estuary system, SW Spain. *Environmental Geology*, 45(6), pp.834–842.

Choubey, V.K., 1998. Laboratory experiment, field and remotely sensed data analysis for the assessment of suspended solids concentration and secchi depth of the reservoir surface water. *International Journal of Remote Sensing*, 19(17), pp.3349–3360.

Choubey, V.K. & Subramanian, V., 1990. Nature of suspended solids and IRS1A-LISSI data: a case study of Tawa Reservoir (Narmada Basin). *Remote Sensing of Environment*, 34, pp.207–215.

Choubey, V.K. & Subramanian, V., 1991. Spectral response of suspended sediments in water under controlled conditions. *Journal of Hydrology*, 122, pp.301–308.

Choubey, V.K. & Subramanian, V., 1992. Estimation of suspended solids using Indian Remote Sensing Satellite-1A data: a case study from Central India. *International Journal of Remote Sensing*, 13(8), pp.1473–1486.

Chuvieco, E., 1996. *Fundamentos de Teledetección espacial* 3ª ed, Madrid: Ediciones RIALP.

Chuvioco, E., 2002. Teledetección ambiental. La observación de la Tierra desde el espacio 1ª ed., Barcelona: Ariel Ciencia.

Cifuentes, J.L., Torres, P. & Frías, M., 1995. El océano y sus recursos III, México: Fondo de Cultura Económica.

Cobos Chacón, D., 1993. Bahía de Cádiz. Aproximaciones a un diagnóstico cartográfico de la evolución del paisaje. Cuadernos de Geografía, (4), pp.137–154.

Collins, M. & Pattiaratchi, C., 1984. Identification of suspended sediment in coastal waters using Airborne Thematic Mapper data. International Journal of Remote Sensing, 5(4), pp.635–657.

Confederación Hidrográfica del Guadiana, 2002. Actuaciones preliminares correctoras de la calidad ecológica integral de los ríos Tinto, Odiel y Piedras. Volumen V : Atlas del río Odiel, Ministerio de Medio Ambiente.

Consejería de Agricultura, Pesca y Medio Ambiente. Junta de Andalucía, 2011. Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica del Tinto, Odiel y Piedras. Disponible en: <http://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/site/portalweb/menuitem.7e1cf46ddf59bb227a9ebe205510e1ca/?vgnnextoid=18323adc6c46a310VgnVCM2000000624e50aRCRD&vgnnextchannel=099c7026c88c6410VgnVCM1000001325e50aRCRD> [Acceso 25 junio, 2015].

Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio. Junta de Andalucía, 1996. La calidad de las aguas costeras. En Medio Ambiente en Andalucía. Informe 1996. Disponible en: <http://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/site/ima/menuitem.5893969315ab596f7bbe6c6f5510e1ca/nullima/vgn-ext-templating/v/index.jsp?vgnnextchannel=79ef4906f451b210VgnVCM2000000624e50aRCRD&vgnnextoid=f36b7b1d85fe0210VgnVCM1000001325e50aRCRD&vgnsecondoid=3> [Acceso 19 junio, 2015].

Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio. Junta de Andalucía, 2006. Niveles de calidad de las aguas y sedimentos acuáticos del litoral andaluz en 2006. Medio Ambiente en Andalucía. Informe 2006. Disponible en:

<http://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/site/ima/menuitem.5893969315ab596f7bbe6c6f5510e1ca/nullima/vgn-ext-templating/v/index.jsp?vgnnextchannel=45c55d9df151b210VgnVCM1000001325e50aRCRD&vgnnextoid=5f357ab2c4ce7110VgnVCM1000000624e50aRCRD&vgnsecondoid=3> [Acceso 18 junio, 2015].

Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio. Junta de Andalucía, 2010. Planificación hidrológica. Periodo 2009-2015. Disponible en:

<http://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/site/portalweb/menuitem.7e1cf46ddf59bb227a9e205510e1ca/?vgnnextoid=40b1995669443310VgnVCM1000001325e50aRCRD&vgnnextchannel=0bb66af68bb96310VgnVCM1000001325e50aRCRD> [Acceso 19 junio, 2015].

Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio. Junta de Andalucía, 2010. Redes Automáticas de Control y Vigilancia de la Calidad de las Aguas Litorales y de Vertidos al Litoral. Disponible en:

<http://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/site/portalweb/menuitem.7e1cf46ddf59bb227a9e205510e1ca/?vgnnextoid=68e7621236955210VgnVCM1000001325e50aRCRD&vgnnextchannel=848d04470d6d4310VgnVCM2000000624e50aRCRD> [Acceso 19 junio, 2015].

Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio. Junta de Andalucía, 2011. Informes mensuales de calidad de las aguas litorales. Disponible en:

<http://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/site/portalweb/menuitem.7e1cf46ddf59bb227a9e205510e1ca/?vgnnextoid=eedf0a9b0edb4010VgnVCM1000000624e50aRCRD&vgnnextchannel=ae5e61ea5c0f4310VgnVCM1000001325e50aRCRD> [Acceso 19 julio, 2015].

Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio. Junta de Andalucía, 2015. Programas de seguimiento. Disponible en:

<http://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/site/portalweb/menuitem.7e1cf46ddf59bb227a9e205510e1ca/?vgnnextoid=dfeebc5215e85410VgnVCM2000000624e50aRCRD&vgnnextchannel=848d04470d6d4310VgnVCM2000000624e50aRCRD> [Acceso 24 junio, 2015].

Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio. Junta de Andalucía, 2015a. Consulta de datos de calidad de las aguas. DMA. Disponible en: <http://dma.agenciamedioambienteyagua.es/> [Acceso 24 junio, 2015].

Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio. Junta de Andalucía, 2015b. Propuesta de Proyecto de revisión del Plan Hidrológico, Proyecto de Plan de Gestión del Riesgo de Inundación y Estudio Ambiental Estratégico correspondientes a las demarcaciones de las cuencas internas andaluzas: Tinto, Odiel y Piedras, Guadalete-Barbate. Disponible en:

<http://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/site/portalweb/menuitem.7e1cf46ddf59bb227a9ebe205510e1ca/?vgnnextoid=0959bd659ba9a410VgnVCM2000000624e50aRCRD&vgnnextchannel=ac301aed045f4310VgnVCM1000001325e50aRCRD> [Acceso 30 junio, 2015].

Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio. Junta de Andalucía, 2015c. Visor Calidad de las Aguas. Disponible en:

http://laboratorioediam.cica.es/Visor_DMA/?urlFile=http://laboratorioediam.cica.es/Visor_DMA/service_xml/capas_dma.xml&mercator=true&urlDatos=http://dma.agenciamedioambienteyagua.es/PUNTOS/1d37a5d6-3a29-4e18-9b04-8aa4db95989e.xml [Acceso 24 junio, 2015].

Corson, M.R. et al., 2008. The Hyperspectral Imagery For the Coastal Ocean (HICO) on the International Space Station. En IEEE Proceedings of the International Geoscience and Remote Sensing Symposium. IGARSS, pp. 101–104.

Cox, R.M. et al., 1998. Assessing water quality in Catawba River reservoirs using Landsat Thematic Mapper satellite data. *Lake and Reservoir Management*, 14, pp.405–416.

Curran, P.J. & Novo, E.M.M., 1988. The relationship between suspended sediment concentration and remotely sensed spectral radiance: a review. *Journal of Coastal Research*, 4(3), pp.351–368.

Dall'Olmo, G. et al., 2005. Assessing the potential of SeaWiFS and MODIS for estimating chlorophyll concentration in turbid productive waters using red and near-infrared bands. *Remote Sensing of Environment*, 96, pp.176–187.

Daniel, C. & Wood, F.S., 1971. *Fitting Equations to Data*, New York: Wiley-Interscience.

Davis, R.A. et al., 2000. Rio Tinto estuary (Spain): 5000 years of pollution. *Environmental Geology*, 39(10), pp.1107–1116.

De la Hoz, C. & Gotilla, C., 2009. Modelo para la predicción de parámetros de calidad del agua del lago de Valencia utilizando imágenes de satélite. En S. Montesinos & L. Fernández, eds. *Teledetección: agua y desarrollo sostenible*. XIII Congreso de la Asociación Española de Teledetección. Calatayud, pp. 113–116.

Dean, K.G. et al., 1989. The plume of the Yukon River in relation to the Oceanography of the Bering Sea. *Remote sensing of Environment*, 28, pp.75–84.

Dekker, A.G., 1995. Remote Sensing for Water Quality Research and Development. *EARSel Newsletter*, (22), pp.10–17.

Dekker, A.G. & Peters, S.W.M., 1993. The use of the Thematic Mapper for the analysis of eutrophic lakes: a case study in the Netherlands. *International Journal of Remote Sensing*, 14(5), pp.799–821.

Dekker, A.G., Malthus, T.J. & Hoogenboom, H.J., 1995. The remote sensing of inland water quality. En F. M. Danson & S. E. Plummer, eds. *Advances in Environmental Remote Sensing*. Chichester: John Wiley & Sons Ltd., pp. 123–142.

Dekker, A.G., Vos, R.J. & Peters, S.W.M., 2001. Comparison of remote sensing data, model results and in situ data for total suspended matter (TSM) in the southern Frisian lakes. *Science of the Total Environment*, 268(1-3), pp.197–214.

Dekker, A.G., Vos, R.J. & Peters, S.W.M., 2002. Analytical algorithms for lake water TSM estimation for retrospective analyses of TM and SPOT sensor data. *International Journal of Remote Sensing*, 23, pp.15–35.

Dierberg, F.E. & Carriker, N.E., 1994. Field testing of two instruments of remotely sensing water quality in the Tennessee Valley. *Environmental Science and Technology*, 28, pp.16–25.

Doerffer, R. et al., 1989. Analysis of Thematic Mapper data for studying the suspended matter distribution in the coastal area of the German Bight (North Sea). *Remote Sensing of Environment*, 28, pp.61–73.

Domínguez Gómez, J.A., 2003. Estudio de la calidad del agua de las lagunas de gravera mediante teledetección. Alcalá de Henares: Universidad de Alcalá. Tesis doctoral.

Domínguez Gómez, J.A., Chuvieco Salinero, E. & Sastre Merlín, A., 2009. Monitoring transparency in inland water bodies using multispectral images. *International Journal of Remote Sensing*, 30(6), pp.1567–1586.

Domínguez, J.A. et al., 2010. Seguimiento del estado ecológico de las aguas continentales superficiales españolas mediante imágenes MERIS. *Revista de Teledetección*, (34), pp.29–35.

Domínguez Gómez, J.A. et al., 2011. Estudio de aguas continentales mediante teledetección, Madrid: UNED.

Doña, C., Domínguez, J. A. & Caselles, V., 2009. Hacia una relación única para el estudio del estado trófico de lagos y embalses con Thematic Mapper. *Revista de Teledeteccion*, 32, pp.25–39.

Doña, C. et al., 2011. Herramienta para el estudio del estado de eutrofización de masas de agua continentales. *Revista de Teledetección*, 36(36), pp.40–50.

Doxaran, D. et al., 2006. Monitoring the maximum turbidity zone and detecting finescale turbidity features in the Gironde estuary using high spatial resolution satellite sensor (SPOT HRV, Landsat ETM) data. *International Journal of Remote Sensing*, 27(11), pp.2303–2321.

Duan, H., Zhang, Y. & Zhang, B., 2009. Remote sensing assessment of regional inland lake water clarity in northeast China. *Limnology*, 10, pp.135–141.

Duntley, S.Q., 1963. Light in the sea. *Journal of the Optical Society of America*, 53(2), pp.214–233.

Dzwonkowski, B. & Yan, X.-H., 2005. Development and application of a neural network based ocean colour algorithm in coastal waters. *International Journal of Remote Sensing*, 26(6), pp.1175–1200.

Egan, W.G., 1972. Water quality determination in the Virgin Islands from ERTS-A data. En *Proceedings of the 8th International Symposium on Remote Sensing of the Environment*. Ann Arbor: University of Michigan, pp. 685–708.

ESA, 2010a. CHRIS - Earth Online - ESA. Disponible en: <https://earth.esa.int/web/guest/missions/esa-operational-eo-missions/proba/instruments/chris> [Acceso 20 junio, 2015].

ESA, 2010b. Proba-1 - ESA EO Missions - Earth Online. Disponible en: <https://earth.esa.int/web/guest/missions/esa-operational-eo-missions/proba> [Acceso 20 junio, 2015].

ESA, 2012. ESA declares end of mission for Envisat. Disponible en: http://www.esa.int/Our_Activities/Observing_the_Earth/Envisat/ESA_declares_end_of_mission_for_Envisat [Acceso 21 junio, 2015].

ESA, 2015. Browse Data Products - Earth Online - ESA. Disponible en: <https://earth.esa.int/web/guest/data-access/browse-data-products?selectedTags=envisat%2Cmeris&selectedEarthTopicTag=&selectedMissionTag=envisat&selectedInstrumentTag=meris&selectedTypologyTag=&selectedProcessingLevelTag=&action%3Asearch=Go> [Acceso 21 junio, 2015].

ESA, 2015. Sentinel-2 delivers first images. Disponible en: http://www.esa.int/Our_Activities/Observing_the_Earth/Copernicus/Sentinel-2/Sentinel-2_delivers_first_images [Acceso 20 julio, 2015].

España, 1988. *Ley 22/1988, de 28 de julio, de Costas (BOE núm. 181 de 29 de Julio de 1988)*.

España, 1994. *Ley 17/1994 de 18 de Mayo, de Protección Ambiental (BOE núm. 156, de 1 de julio de 1994)*.

España, 2007. *Real Decreto 125/2007, de 2 de febrero, por el que se fija el ámbito territorial de las demarcaciones hidrográficas (BOE núm. 30, de 3 de febrero de 2007).*

España, 2011. *Real Decreto 60/2011, de 21 de enero, sobre las normas de calidad ambiental en el ámbito de la política de aguas (BOE núm. 19, de 22 de enero de 2011).*

Fernández-Palacios, A. et al., 1994. Evaluation of different methodological approaches for monitoring water quality parameters in the coastal waters of Andalusia (Spain) using Landsat-TM data. En *EARSeL Workshop on Remote Sensing and GIS for Coastal Zone Management*. Delft, The Netherlands, pp. 114–123.

Fernández-Palacios, A. et al., 1997. Metodología para el seguimiento multitemporal de la calidad de las aguas costeras en Andalucía a través del tratamiento de imágenes Landsat-TM. En J. L. Casanova & J. Sanz, eds. *Teledetección: Usos y aplicaciones*. Valladolid: Servicio de Publicaciones de la Universidad de Valladolid, pp. 203–210.

Finley, R.J. & Baumgardner, R.W.J., 1980. Interpretation of surface-water circulation. Arkansas Pass, Texas, using Landsat imagery. *Remote Sensing of Environment*, 10, pp.3–22.

Flink, P., Lindell, T. & Östlund, C., 2001. Statistical analysis of hyperspectral data from two Swedish lakes. *The Science of Total Environment*, 268, pp.155–169.

Forget, P., Broche, P. & Naudin, J.J., 2001. Reflectance sensitivity to solid suspended sediment stratification in coastal water and inversion: A case study. *Remote Sensing of Environment*, 77(1), pp.92–103.

Fraidias Amarillo, J., 2009. Sistema de control y vigilancia de la contaminación medioambiental. En *Foro de Formación y Estudios Medioambientales para Jueces y Magistrados*. Sevilla, p. 47. Disponible en: http://www.juntadeandalucia.es/justicia/portal/adriano/.content/recursosexternos/formacion_juecesPROGEstanVigi.pdf [Acceso 30 junio, 2015].

Froidefond, J.M. et al., 1991. Analysis of the turbid plume of the Gironde (France) based on SPOT radiometric data. *Remote Sensing of Environment*, 36, pp.149–163.

G.Zimmermann & Neumann, A., 1999. The imaging spectrometer experiment MOS on IRS-P3. Disponible en:

http://www.dlr.de/os/en/Portaldata/48/Resources/dokumente/millennium_artikel.pdf

[Acceso 21 junio, 2015].

García, J. et al., 2012. Evolución de la Bahía de Cádiz en el transcurso de los tiempos geológicos, Cádiz. Geología 2012. Sociedad Geológica Española. Disponible en:

http://www.sociedadgeologica.es/archivos_pdf/g12triptico_cadiz.pdf [Acceso 15 junio, 2015].

Giardino, C., Candiani, G. & Zilioli, E., 2005. Detecting chlorophyll a in Lake Garda using TOA MERIS radiances. Photogrammetric Engineering and Remote Sensing, 71, pp.1045–1051.

GIS and COAST, 2015. Visores. Disponible en: <http://www.gis-and-coast.org/index.php/visor/visores1> [Acceso 15 julio, 2015].

Goodin, D.G. et al., 1996. Mapping reservoir turbidity patterns using SPOT-HRV data. Geocarto International, 11(4), pp.71–78.

Gordon, H.R. & Morel, A.Y., 1983. Remote assessment of ocean color for interpretation of satellite visible imagery. A review. En R. T. Barber et al., eds., Lecture Notes on Coastal and Estuarine Studies, Vol. 4, pp.72-84. New York: Springer Verlag.

Gordon, H.R. et al., 1980. Phytoplankton Pigments from the Nimbus Coastal Zone Color Scanner: Comparisons with Surface Measurements. Science, 210(4465), pp.63–66.

Gower, J.F.R., Denman, K.L. & Holyer, R.J., 1980. Phytoplankton patchiness indicates the fluctuation spectrum of mesoscale oceanic structure. Nature, 288, pp.157–159.

Gower, J.F.R., Lin, S. & Borstad, G.A., 1984. The information content of different optical spectral ranges for remote chlorophyll estimation in coastal waters. International Journal of Remote Sensing, 5(2), pp.349–364.

Grande, J.A., Borrego, J. & Morales, J. A., 1999. A study of heavy metal pollution in the Tinto-Odiel estuary in southwestern Spain using factor analysis. *Environmental Geology*, 39(10), pp.1095–1101.

Grunwald, B., Mauser, W. & Schneider, K., 1988. Data processing for the determination of pigments and suspended solids from Thematic Mapper data. En IGARSS '88 Symposium. Edimburgh, Scotland: ESA Publications Division, pp. 1385–1389.

Gutiérrez, J.M. et al., 2000. Variaciones de turbidez de las aguas de la bahía de Cádiz determinadas a partir del análisis de imágenes Landsat TM. *Geogaceta*, 27, pp.79–82.

Han, L. & Rundquist, D.C., 1994. The response of both surface reflectance and the underwater light field to various levels of suspended sediments: preliminary results. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 60(12), pp.1463–1471.

Han, L., 1997. Spectral Reflectance with Varying Suspended Sediment Concentrations in Clear and Algae-Laden Waters. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 63(6), pp.701–705.

Han, Z., Jin, Y. -Q. Q. & Yun, C. -X. X., 2006. Suspended sediment concentrations in the Yangtze river estuary retrieved from the CMODIS data. *International Journal of Remote Sensing*, 27(19), pp.4329–4336.

Harding, L.W., Itsweire, E.C. & Esaias, W.E., 1992. Determination of phytoplankton chlorophyll concentrations in the Chesapeake Bay with aircraft remote sensing. *Remote Sensing of Environment*, 40, pp.79–100.

Härmä, P. et al., 2001. Detection of water quality using simulated satellite data and semi-empirical algorithms in Finland. *The Science of Total Environment*, 268, pp.107–121.

Harrington, J.A., Schiebe, F.R. & Nix, J.F., 1992. Remote sensing of Lake Chicot, Arkansas: monitoring suspended sediments, turbidity and Secchi depth with Landsat MSS data. *Remote Sensing of Environment*, 39, pp.15–27.

Hedger, R.D. et al., 2002. Coupling remote sensing with computational fluid dynamics modelling to estimate lake chlorophyll-a concentration. *Remote Sensing of Environment*, 79(1), pp.116–122.

Hernández Bartolomé, J.F. & Hernández Calvento, L., 2003. Aplicación de técnicas de teledetección al estudio de la turbidez de las aguas litorales en la costa oriental de Gran Canaria mediante un modelo teórico. *Vegueta*, (7), pp.229–240.

Hicks, S.D., 2000. *Tide and current glossary 7^o ed.*, Silver Spring: U.S. Department of Commerce. Disponible en:
http://docs.lib.noaa.gov/rescue/cgs_specpubs/QB275U35no228rev1949repr1963.pdf
[Acceso 19 julio, 2015].

Holyer, R.J., 1978. Toward Universal Multispectral Suspended Sediment Algorithms. *Remote Sensing of Environment*, 7, pp.323–338.

Hunter, P.D. et al., 2009. Using remote sensing to aid the assessment of human health risks from blooms of potentially toxic cyanobacteria. *Environmental Science and Technology*, 43, pp.2627–2633.

Hunter, R.E. & Hill, G.W., 1980. Nearshore current pattern off south Texas: an interpretation from aerial photographs. *Remote Sensing of Environment*, 10, pp.115–134.

Ibáñez, C. et al., 2009. 1130 Estuarios. En VV.AA, ed. Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, p. 75.

Instituto Hidrográfico de la Marina, 1977a. Tabla de correcciones a sumar o restar a las alturas de mareas en función de la presión atmosférica. En *Anuario de Mareas 1977*. Cádiz: Instituto Hidrográfico de la Marina, p. 130.

Instituto Hidrográfico de la Marina, 1977b. Tabla para calcular la altura de la marea en un instante cualquiera. En *Anuario de Mareas 1977*. Cádiz: Instituto Hidrográfico de la Marina, p. 120.

INTECSA, 1988. Clima marítimo en la Ría de Huelva, Informe.

Islam, M.R. et al., 2002. Distribution of suspended sediment in the coastal sea off the Ganges-Brahmaputra River mouth: observation from TM data. *Journal of Marine Systems*, 32(4), pp.307–321.

Jackson, P. & Sheiham, I., 1991. Measurement of colour and turbidity. En I. M. Lamont, ed. *Water research topics*. Ellis Horwood Publishers, pp. 221–229.

Jensen, J.R. et al., 1989. Remote sensing and numerical modeling of suspended sediment in Laguna de Terminos, Campeche, Mexico. *Remote Sensing of Environment*, 28, pp.33–44.

Jerlov, N.G., 1976. *Marine Optics*, Amsterdam: Elsevier.

Johnson, R.W., 1978. Mapping of chlorophyll a distributions in coastal zones. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 44, pp.617–624.

Junta de Andalucía, 1996. *Decreto 14/1996, de 16 de enero, por el que se aprueba el Reglamento de la calidad de las aguas litorales (BOJA núm. 19 de 8 de febrero de 1996)*.

Junta de Andalucía, 1997. *Orden de 14 de febrero de 1997 por la que se clasifican las aguas litorales andaluzas y se establecen los objetivos de calidad de las aguas afectadas directamente por los vertidos, en desarrollo del Decreto 14/1996, de 16 de enero, por el que se aprueba el Reglamento de la calidad de las aguas litorales (BOJA núm 27 de 4 de marzo de 1997)*.

Kallio, K. et al., 2008. Landsat ETM images in the estimation of seasonal lake water quality in boreal river basins. *Environmental Management*, 42, pp.511–522.

Kallio, K., Koponen, S. & Pulliainen, J., 2003. Feasibility of airborne imaging spectrometry for lake monitoring - a case study of spatial chlorophyll a distribution in two meso-eutrophic lakes. *International Journal of Remote Sensing*, 24, pp.3771–3790.

Keiner, L.E. & Yan, X.-H., 1998. A neural network model for estimating sea surface chlorophyll and sediments from Thematic Mapper imagery. *Remote Sensing of Environment*, 66(2), pp.153–165.

Khorrarn, S., 1981. Use of Ocean Color Scanner data in water quality mapping. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 47(5), pp.667–676.

King, C.A.M., 1975. *Introduction to physical and biological oceanography*, New York: Crane, Russak & Co.

Kishino, M., Tanaka, A. & Ishizaka, J., 2005. Retrieval of Chlorophyll a, suspended solids and colored dissolved organic matter in Tokyo Bay using ASTER data. *Remote Sensing of Environment*, 99, pp.66–74.

Klemas, V. et al., 1974. Correlation of coastal water turbidity and current circulation with ERTS-1 and Skylab imagery. In *Proceedings of the Ninth International Symposium on Remote Sensing of the Environment*. Environmental Research Institute of Michigan. Ann Arbor, Michigan, pp. 1289–1317.

Klemas, V., 1980. Remote sensing of coastal fronts and their effects on oil dispersion. *International Journal of Remote Sensing*, 1(1), pp.11–28.

Klemas, V., Borchardt, J.F. & Treasure, W.M., 1973. Suspended sediment observations from ERTS-1. *Remote Sensing of Environment*, 2, pp.205–221.

Kloiber, S.M. et al., 2002. A procedure for regional lake water clarity assessment using Landsat multipectral data. *Remote Sensing of Environment*, 82(1), pp.38–47.

Klooster, S.A. & Scherz, J.P., 1974. Water quality by photographic analysis. *Photogrammetric Engineering*, 40, pp.927–935.

Koponen, S. et al., 2002. Lake water quality classification with airborne hyperspectral spectrometer and simulated MERIS data. *Remote Sensing of Environment*, 79(1), pp.51–59.

Kowalik, W.S., Marsh, S.E. & Lyon, R.J.P., 1982. A relation between Landsat digital numbers, surface reflectance and the cosine of the solar zenith angle. *Remote Sensing of Environment*, 12, pp.39–55.

Lathrop, R.G. & Lillesand, T.M., 1989. Monitoring water quality and river plume transport in Green Bay, Lake Michigan with SPOT-1 imagery. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 55(3), pp.349–354.

LeDrew, E.F. & Franklin, S.E., 1984. Surface currents in the Long Point region as determined from Landsat imagery. En *Eighteen International Symposium on Remote Sensing of the Environment*. Paris, pp. 882–894.

Le Floch, P., 1961. *Propagation de la maree dans l'Estuaire de la Seine et en Seine Maritime*. Paris. Tesis doctoral.

Lillesand, T.M. & Kiefer, R.W., 1987. *Remote Sensing and Image Interpretation* 2^a ed., New York: John Wiley & Sons.

Lindell, L.T. et al., 1985. Mapping of coastal water turbidity using Landsat imagery. *International Journal of Remote Sensing*, 6(5), pp.629–642.

Lindell, L.T., 1981. Mapping of water quality using Landsat imagery. En *Fifteenth International Symposium on Remote Sensing of Environment*. Ann Arbor, Michigan, pp. 1375–1385.

Liu, Y., Islam, M.A. & Gao, J., 2003. Quantification of shallow water quality parameters by means of remote sensing. *Progress in Physical Geography*, 27(1), pp.24–43.

Lodwick, G.D. & Harrington, R.D., 1985. Deriving sediment information for Lake Athabasca using principal components analysis of Landsat data (Canada). *Canadian Journal of Remote Sensing*, 11(1), pp.4–16.

López, M.J. & Caselles, V., 1987. Un método alternativo de corrección atmosférica. In *II Reunión Nacional del Grupo de Trabajo en Teledetección*. Valencia., pp. 164–175.

López, M.J. & Caselles, V., 1990. A multi-temporal study of chlorophyll-a concentration in the Albufera lagoon of Valencia, Spain, using Thematic Mapper data. *International Journal of Remote Sensing*, 11(2), pp.301–311.

Lyon, J.G. & Hutchinson, W.S., 1995. Application of a Radiometric Model for Evaluation of Water Depths and Verification of Results with Airborne Scanner Data. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 61(2), pp.161–166.

Lyon, J.G. et al., 1988. Determinations of suspended sediment concentrations from multiple date Landsat and AVHRR data. *Remote Sensing of Environment*, 25, pp.107–115.

Lyzenga, D.R., 1981. Remote sensing of bottom reflectance and water attenuation parameters in shallow water using aircraft and Landsat data. *International Journal of Remote Sensing*, 2, pp.71–82.

MacFarlane, N. & Robinson, I.S., 1984. Atmospheric correction of LANDSAT MSS data for a multirate suspended sediment algorithm. *International Journal of Remote Sensing*, 5(3), pp.561–576.

Mairs, R.T., 1970. Oceanographic interpretation of Apollo photographs. *Photogrammetric Engineering*, 36, pp.1045–1058.

Manzano, J.C. (Coordinador), 2002. Bahía de Cádiz. Protección de los recursos naturales pesqueros y aplicaciones para instalaciones acuícolas, Sevilla: Junta de Andalucía. Consejería de Agricultura y Pesca. Disponible en: http://www.juntadeandalucia.es/export/drupaljda/Bah%C3%ADa_de_C%C3%A1diz_Protecci%C3%B3n_de_los_RRNN_Pesqueros_y_Aplicaciones_para_Instalaciones_Acu%C3%ADcolas_BAJA.pdf [Acceso 16 junio, 2015].

Masterson, B. & Conry-McDermott, D., 1989. Use of satellite imagery for the investigation of pollution-related characteristics of Dublin Bay, Ireland. En Workshop on “Earthnet Pilot Project on Landsat Thematic Mapper Applications.” Frascati, Italy: ESA, pp. 71–75.

Matthews, M.W., 2011. A current review of empirical procedures of remote sensing in inland and near-coastal transitional waters. *International Journal of Remote Sensing*, 32(31), pp.6855–6899.

Matthews, M.W., Bernard, S. & Winter, K., 2010. Remote sensing of cyanobacteria-dominant algal blooms and water quality parameters in Zeekoevlei, a small hypertrophic lake. *Remote Sensing of Environment*, 114, pp.2070–2087.

Maul, G.A. & Gordon, H.R., 1975. On the use of the Earth Resources Technology Satellite (Landsat-1) in Optical Oceanography. *Remote Sensing of Environment*, 4, pp.95–128.

Mausel, P.W. et al., 1991. Insights into secchi transparency through computer analysis of aerial multispectral video data. *International Journal of Remote Sensing*, 12(12), pp.2485–2492.

Mayo, M. et al., 1995. Chlorophyll distribution in Lake Kinneret determined from Landsat Thematic Mapper data. *International Journal of Remote Sensing*, 16(1), pp.175–182.

Measurement and Instrumentation Data Center, 2008. MIDC: Solar Position and Intensity (SOLPOS) Calculator. Disponible en: <http://www.nrel.gov/midc/solpos/solpos.html> [Acceso 24 junio, 2015].

Mertes, L.A.K., Smith, M.O. & Adams, J.B., 1993. Estimating Suspended Sediment Concentrations in Surface Waters of the Amazon River Wetlands from Landsat Images. *Remote Sensing of Environment*, 43, pp.281–301.

Ministerio de Agricultura Alimentación y Medio Ambiente, 2008. SIA. Sistema integrado de información del agua. Disponible en: <http://servicios2.magrama.es/sia/visualizacion/descargas/series.jsp> [Acceso 14 junio, 2015].

Morales, J.A. & Borrego, J., 2000. Propagación de la onda de marea en el Estuario del Río Tinto (Huelva, España). *Geogaceta*, 27, pp.115–118.

Moran, M.S.S. et al., 1992. Evaluation of Simplified Procedures for Retrieval of Land Surface Reflectance Factors from Satellite Sensor Output. *Remote Sensing of Environment*, 41(2-3), pp.169–184.

Moreira, J.M. et al., 2009. Generación de indicadores para el seguimiento de la calidad de las aguas litorales. Evolución de la turbidez en la desembocadura del Río Guadalquivir. En S. Montesinos & L. Fernández, eds. Teledetección: agua y desarrollo sostenible. XIII Congreso de la Asociación Española de Teledetección. Calatayud, pp. 197–200.

Morel, A. & Prieur, L., 1977. Analysis of variations in ocean color. *Limnology and Oceanography*, 22(4), pp.709–722.

Moses, W.J. et al., 2009. Satellite estimation of chlorophyll-a concentrations using the red and NIR bands of MERIS - the Azov Sea case study. *IEEE Geoscience and Remote Sensing Letters*, 6, pp.845–849.

Munday, J.C. & Alföldi, T.T., 1979. Landsat test of diffuse reflectance models for aquatic suspended solids measurement. *Remote Sensing of Environment*, 8, pp.169–183.

Munday, J.C. & Fedosh, M.S., 1981. Landsat dynamics of the Chesapeake Bay plume on the continental shelf. MNFS Final Report, Gloucester Point: Virginia Institute of Marine Science.

Munday, J.C. & Zubkoff, P.L., 1981. Remote sensing of dino-flagellate blooms in a turbid estuary. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 47(4), pp.523–531.

Muñoz Pérez, J.L. & Sánchez de Lamadrid, A., 1994. El medio físico y biológico en la Bahía de Cádiz. Saco interior, Sevilla: Consejería de Agricultura y Pesca. Junta de Andalucía.

NASA, 2007a. SeaWiFS Project - Homepage. Disponible en: <http://oceancolor.gsfc.nasa.gov/SeaWiFS/> [Acceso 21 junio, 2015].

NASA, 2007b. SeaWiFS Project Briefing Image Gallery. Disponible en: <http://oceancolor.gsfc.nasa.gov/SeaWiFS/BACKGROUND/Gallery/index.html#p16> [Acceso 21 junio, 2015].

NASA, 2008. Coastal Zone Color Scanner (CZCS). Disponible en: <http://oceancolor.gsfc.nasa.gov/CZCS/> [Acceso 21 junio, 2015].

NASA, 2010. Hyperion Summary. Disponible en: http://eo1.gsfc.nasa.gov/new/validationreport/Technology/Documents/Summaries/02-Hyperion_Rev-0.pdf [Acceso 20 junio, 2015].

NASA, 2012. CLASSIC CZCS SCENES: River Plumes and Estuaries. Disponible en: http://disc.sci.gsfc.nasa.gov/education-and-outreach/additional/science-focus/classic_scenes/10_classics_rivers.shtml [Acceso 21 junio, 2015].

NASA, 2013. Ocean Color Chlorophyll (OC) v6 Algorithm. Disponible en: <http://oceancolor.gsfc.nasa.gov/REPROCESSING/R2009/ocv6/> [Acceso 23 junio, 2015].

NASA, 2015a. Aqua MODIS Monthly Chlorophyll concentration. Disponible en: http://oceancolor.gsfc.nasa.gov/cgi/l3?sen=A&per=MO&prd=CHL_chlor_a [Acceso 21 junio, 2015].

NASA, 2015b. OceanColor Home Page. Disponible en: <http://oceancolor.gsfc.nasa.gov/cms/> [Acceso 21 junio, 2015].

National Research Council, 2001. Transforming Remote Sensing Data into Information and Applications, Washington D.C.: National Academic Press.

Neukermans, G. et al., 2009. Mapping total suspended matter from geostationary satellites: a feasibility study with SEVIRI in the Southern North Sea. *Optics Express*, 17, pp.14029–14052.

Nichol, J.E. & Vohora, V., 2004. Noise over water surfaces in Landsat TM images. *International Journal of Remote Sensing*, 25(10), pp.2087–2094.

Nilsen, J., Selseth, I. & Nilsen, V., 1987. Landsat-5 study of suspended sediments in a fjord system in Western Norway. En *Workshop on Earthnet Pilot Project on Landsat Thematic Mapper Applications*. Frascati, Italy, pp. 77–87.

Novo, E.M.M., Hansom, J.D. & Curran, P.J., 1989. The effect of viewing geometry and wavelength on the relationship between reflectance and suspended sediment concentration. *International Journal of Remote Sensing*, 10(8), pp.1357–1372.

Odermatt, D. et al., 2008. Water quality monitoring for Lake Constance with a physically based algorithm for MERIS data. *Sensors*, 8, pp.4582–4599.

Ojeda Zújar, J., 1988. Peculiaridades morfodinámicas de la fachada Ibérica del Golfo de Cádiz: geomorfología litoral. *Revista de Estudios Andaluces*, 10, pp.53–68.

Ojeda Zújar, J., 1988. *Aplicaciones de la teledetección espacial al estudio de la dinámica litoral (Huelva: geomorfología y ordenación litoral)*. Universidad de Sevilla. Tesis doctoral.

Ojeda Zújar, J. et al., 1994. The use of satellite images in the hydrodynamic modelling of the coastal water behaviour in the Tinto-Odiel estuary, Andalucía, Spain. En *EARSel Workshop on Remote Sensing and GIS for Coastal Zone Management*. Delft, The Netherlands, pp. 250–259.

Ojeda Zújar, J. et al., 1995. Study of the dynamics of estuarine and coastal waters using remote sensing: the Tinto-Odiel estuary, SW Spain. *Journal of Coastal Conservation*, 1, pp.109–118.

Ojeda Zújar, J. et al., 1997. Contribución de la teledetección espacial en la planificación de campañas operativas de control de calidad de las aguas litorales: estuario de los ríos Tinto-Odiel, Huelva. En J. L. Casanova & J. Sanz, eds. *Teledetección: Usos y aplicaciones*. Valladolid: Servicio de Publicaciones de la Universidad de Valladolid, pp. 179–187.

Ojeda Zújar, J. et al., 2002. Definición de masas de agua en el contexto de la Directiva Marco de Aguas 2000/60/CE: Aplicación al litoral andaluz. En *III Congreso ibérico sobre la gestión y planificación de aguas. La Directiva Marco del agua: realidades y futuros*. Sevilla.

Ojeda Zújar, J. et al., 2003. Characterization of coastal water for monitoring of pollution by means of remote sensing: the use of satellite imagery to establish the appropriate pattern for timing and location of sampling in coastal waters. En D. R. Green & S. D. King, eds. *Coastal and Marine GeoInformation Systems: applying the technology to environment*. New York: Kluwer Academic Publishers, pp. 525–538.

Ojeda Zújar, J. & Cabrera Tordera, A., 2006. Utilidades y funcionalidades de un visor tridimensional interactivo en la gestión litoral (SIGLA: Sistema de Información Geográfica del Litoral de Andalucía). Cuadernos geográficos de la Universidad de Granada, (39), pp.41–52.

Olías Álvarez, M. et al., 2010. La contaminación minera de los ríos Tinto y Odiel, Huelva. Universidad de Huelva. Informe. Disponible en:

http://www.google.es/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=2&cad=rja&uact=8&ved=0CCgQFjABahUKEwiE8bu95I7GAhXEWWhQKHdO4AJU&url=http://rabida.uhu.es/dspace/bitstream/handle/10272/10038/La_contaminacion_minera.pdf?sequence=2&ei=wz19VcSD [Acceso 9 mayo, 2015].

Olmanson, L.G., Bauer, M.E. & Brezonik, P.L., 2008. A 20-year Landsat water clarity census of Minnesota's 10.000 lakes. *Remote Sensing of Environment*, 112, pp.4086–4097.

Oyama, Y. et al., 2007. A new algorithm for estimating chlorophyll-a concentration from multi-spectral satellite data in case II waters: a simulation based on a controlled laboratory experiment. *International Journal of Remote Sensing*, 28(7), pp.1437–1453.

Pagot, M. et al., 2004. Distribución espacial de material en suspensión y clorofila-a en cuerpos de agua naturales y artificiales. En C. C. García, Y. Á. Rogel, & J. B. M. Guevara, eds. *Medio Ambiente, Recursos y Riesgos Naturales: Análisis mediante Tecnología SIG y Teledetección*. Grupo de Métodos cuantitativos, SIG y Teledetección de la AGE y Departamento de Geografía de la Universidad de Murcia, pp. 387–396.

Palmer, K.F. & Williams, D., 1974. Optical properties of water in the near infrared. *Journal of Optical Society of America*, 64, pp.1107–1110.

Pattiaratchi, C.B., Hammond, T.M. & Collins, M.B., 1986. Mapping of tidal currents in the vicinity of an offshore sandbank, using remotely sensed imagery. *International Journal of Remote Sensing*, 7(8), pp.1015–1029.

Peinado Cifuentes, M.D. & Bermúdez García, J.L., 2004. Geología de la Bahía de Cádiz. *SPIN CERO Cuadernos de ciencias.*, 8, pp.48–52. Disponible en: <http://www.juntadeandalucia.es/averroes/iespablocassio/2004/> [Acceso 14 junio, 2015].

Peña Martínez, R. & Serrano Pérez, M.L., 1994. Seguimiento del estado trófico de los embalses del alto Tajo por teledetección. *Limnética*, 10(1), pp.69–81.

Plass, G.N., Humphreys, T.J. & Katawar, G.W., 1981. Ocean-atmosphere interface: its influence on radiation. *Applied Optics*, 20, pp.917–931.

Pozdnyakov, D. et al., 2005. Operational algorithm for the retrieval of water quality in the Great Lakes. *Remote Sensing of Environment*, 97, pp.352–370.

Real Academia Española, 2014. Diccionario de la lengua española. Disponible en: <http://www.rae.es/recursos/diccionarios/drae> [Acceso 19 junio, 2015].

REDIAM, 2010. Caracterización de la calidad del agua del curso bajo y desembocadura del Guadalquivir con Teledetección. Disponible en: http://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/site/rediam/template.PAGE/informacionambiental/?javax.portlet.tpst=d3b6d0b274a881654ca24ca260425ea0&javax.portlet.p_d3b6d0b274a881654ca24ca260425ea0=origen=lista&historico&action=fichaMetadatoControll [Acceso 30 junio, 2015].

REDIAM, 2015. Seguimiento de la calidad de las aguas litorales y marinas. Disponible en: http://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/site/rediam/menuitem.aedc2250f6db83cf8ca78ca731525ea0/?vgnnextoid=fa4b03d78270f210VgnVCM2000000624e50aRCRD&lr=lang_es [Acceso 30 junio, 2015].

REDIAM, 2015. WMS Serie de imágenes de satélite AQUA MODIS. Clorofila-a medias estacionales filtradas: Año 2013. 1100 m. Océano Atlántico y Mar de Alborán. Disponible en: http://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/site/rediam/menuitem.04dc44281e5d53cf8ca78ca731525ea0/?vgnnextoid=7c802e8a81b17410VgnVCM2000000624e50aRCRD&vgnnextchannel=8597298fb5a38410VgnVCM2000000624e50aRCRD&vgnnextfmt=rediam&lr=lang_es [Acceso 21 junio, 2015].

Ritchie, J.C. & Cooper, C.M., 1987. Comparison of Landsat MSS pixel array sizes for estimating water quality. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 53(11), pp.1549–1553.

Ritchie, J.C. & Cooper, C.M., 1988. Comparison of measured suspended sediment concentration with suspended sediment concentrations estimated from Landsat MSS data. *International Journal of Remote Sensing*, 9(3), pp.379–387.

Ritchie, J.C., Cooper, C.M. & Schiebe, F.R., 1990. The relationship of MSS and TM digital data with suspended sediments, chlorophyll and temperature in Moon Lake, Mississippi. *Remote Sensing of Environment*, 33, pp.137–148.

Ritchie, J.C., Schiebe, F.R. & McHenry, J.R., 1976. Remote sensing of suspended sediments in surface waters. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 42, pp.1539–1545.

Robinson, C.L.K., Gower, J.F.R. & Borstad, G.A., 2004. Twenty years of satellite observations describing phytoplankton blooms in seas adjacent to Gwaii Haanas National Park Reserve, Canada. *Canadian Journal of Remote Sensing*, 30(1), pp.36–43.

Robinson, I.S., 1985. *Satellite oceanography*, Southampton: Ellis Horwood.

Rogers, R.H. et al., 1975. Environmental monitoring from spacecraft data. En *Proceedings of the Symposium on Machine Processing of Remotely Sensed Data*. Laboratory for Applications of Remote Sensing, West Lafayette, Indiana, pp. 11-20.

Ruiz-Azuara, P., 1995. Multitemporal analysis of “simultaneous” Landsat imagery (MSS and TM) for monitoring primary production in a small tropical coastal lagoon. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 61(2), pp.187–198.

Ruiz-Verdú, A., Domínguez Gómez, J.A. & Peña Martínez, R., 2005. Use of CHRIS for monitoring water quality in Rosarito reservoir. En *Third Chris-Proba Workshop*. Frascati, Italy: ESA, p. SP–593.

Salat, J., 2011. Las aguas costeras y de transición en la España peninsular. En *VII Congreso Ibérico sobre gestión y planificación del agua*. Talavera de la Reina.

Salaun, T., Di Gesu, F. & Blais, T., 2009. GOCI (Geostationary Ocean Colour Imager) mechanisms. En *13th European Space Mechanisms and Tribology Symposium – ESMATS 2009*. Viena.

Schanda, E., 1986. Physical fundamentals of remote sensing, Berlin and New York: Springer-Verlag.

Schiebe, F.R., Harrington, J.A. & Ritchie, J.C., 1992. Remote sensing of suspended sediments: the Lake Chicot, Arkansas project. *International Journal of Remote Sensing*, 13(8), pp.1487–1509.

SHOA, 2002. *Glosario de marea y corrientes* 3º ed., Valparaíso: Servicio Hidrográfico y Oceanográfico de la Armada de Chile.

Shu, S. & Chen, J., 1988. Quantitative remote detection of suspended sediment content and chlorophyll concentration of water in different depths. En IGARSS'88 Symposium. Edimburgh: ESA Publications Division, pp. 1373–1377.

Slater, P.N., 1980. Remote sensing, optics and optical systems, Reading: Addison-Wesley.

Space Science & Engineering Center. University of Wisconsin-Madison, 2015. Wisconsin Lakes Trophic State Index. Disponible en: <http://wmsserv1.ssec.wisc.edu:8002/LakesTSI/> [Acceso 23 junio, 2015].

Stumpf, R.P. & Tyler, M.A., 1988. Satellite detection of bloom and pigment distributions in estuaries. *Remote Sensing of Environment*, 24, pp.385–404.

Sturm, B., 1981. The atmospheric correction of remotely sensed data and the quantitative determination of suspended matter in marine water surface layers. En A. P. Cracknell, ed. *Remote sensing in Meteorology, Oceanography and Hidrology*. Ellis Horwood.

Szekielda, K.H., 1975. Dynamics of plankton populations in upwelling areas, NASA Technical Report E76-10207. 231 p.

Tassan, S. & Ribera d'Alcalá, M., 1993. Water quality monitoring by Thematic Mapper in coastal environments. A performance analysis of local biooptical algorithms and atmospheric correction procedures. *Remote Sensing of Environment*, 45, pp.177–191.

Tassan, S. & Sturm, B., 1979. A sensitivity analysis for the retrieval of chlorophyll contents in the sea from remotely sensed radiances. En 13th International Symposium on Remote Sensing of the Environment. Ann Arbor, Michigan.

Tassan, S. & Sturm, B., 1985. An algorithm for the retrieval of sediment content in turbid coastal waters from CZCS data. *International Journal of Remote Sensing*, pp.643–655.

Thiemann, S. & Kaufmann, H., 2002. Lake water quality monitoring using hyperspectral airborne data - a semiempirical multisensor and multitemporal approach for the Mecklenburg Lake District, Germany. *Remote Sensing of Environment*, 81(2-3), pp.228–237.

Tides4fishing, 2015. What is the tidal coefficient? Disponible en: <http://www.tides4fishing.com/tides/tidal-coefficient> [Acceso 9 julio, 2015].

Topliss, B.J., Almos, C.L. & Hill, P.R., 1990. Algorithms for remote sensing of high concentration, inorganic suspended sediment. *International Journal of Remote Sensing*, 11(6), pp.947–966.

Torres, J.M. et al., 2009. Determinación de índice de clorofila para aguas de caso II utilizando MERIS FR en la costa Gallega. En S. Montesinos & L. Fernández, eds. *Teledetección: agua y desarrollo sostenible*. XIII Congreso de la Asociación Española de Teledetección. Calatayud, pp. 193–196.

Unión Europea, 2000. *Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 23 de octubre de 2000 por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas, (Diario Oficial de las Comunidades Europeas, 22 de diciembre de 2000)*.

Usero García, J. et al., 2000. *Calidad de las aguas y sedimentos del litoral de Andalucía*. Plan de Policía (1995-1998), Sevilla: Junta de Andalucía. Consejería de Medio Ambiente.

USGS, 2011. Sensors - Hyperion. Disponible en: <http://eo1.usgs.gov/sensors/hyperion> [Acceso 20 junio, 2015].

USGS, 2014. EarthExplorer. Disponible en: <http://earthexplorer.usgs.gov/> [Acceso 20 junio, 2015].

USGS, 2015. Landsat. Disponible en: <http://landsat.usgs.gov/index.php> [Acceso 21 junio, 2015].

Valdés, J. et al., 2006. Variabilidad estacional de cadmio en un sistema de surgencia costera del norte de Chile (Bahía Mejillones del Sur, 23° S). *Revista Chilena de Historia Natural*, 79(4), pp.517–535.

Wagle, B.G., 1985. Distribution and dispersion of turbid waters on the western continental shelf of India- An interpretation of LANDSAT images. *International Journal of Remote Sensing*, 6(11), pp.1681–1684.

Warrick, J.A. et al., 2004. Estimating suspended sediment concentrations in turbid coastal waters of the Santa Barbara Channel with SeaWiFS. *International Journal of Remote Sensing*, 25(10), pp.1995–2002.

Weier, J., 2002. Testing the waters. Using satellites to monitor water quality. Disponible en: <http://earthobservatory.nasa.gov/Study/WaterQuality/> [Acceso 21 junio, 2015].

Whitlock, C.H., Kuo, C.Y. & LeCroy, S.R., 1982. Criteria for the use of regression analysis for remote sensing of sediment and pollutants. *Remote Sensing of Environment*, 12, pp.151–168.

Wu, G.G. et al., 2008. Comparison of MODIS and Landsat TM5 images for mapping tempo-spatial dynamics of Secchi disk depths in Poyang Lake national nature reserve, China. *International Journal of Remote Sensing*, 29, pp.2183–2198.

Zhang, Y. et al., 2002. Application of an empirical neural network to surface water quality estimation in the Gulf of Finland using combined optical data and microwave data. *Remote Sensing of Environment*, 81(2-3), pp.327–336.

Zhu, X., He, Z. & Deng, M., 2002. Remote sensing monitoring of ocean colour in Pearl River estuary. *International Journal of Remote Sensing*, 23(20), pp.4487–4497.

Zuccari, C., Setzer, A.W. & Lacerda, L.D., 1993. Water quality assessment with simultaneous Landsat-5 TM data at Guanabara Bay. Rio de Janeiro, Brazil. *Remote Sensing of Environment*, 45, pp.95–106.

INDICE DE FIGURAS

Figura 2.1.2.2.1. Demarcaciones hidrográficas españolas	21
Figura 2.1.2.3.1. Masas de agua de transición en la demarcación hidrográfica Tinto-Odiel-Piedras	25
Figura 2.1.2.3.2. Masas de agua costeras en la demarcación hidrográfica Tinto-Odiel-Piedras	25
Figura 2.1.3.3.1. Localización de las estaciones de la red de inmisión hídrica de la Red de Vigilancia y Calidad Ambiental en los ríos Tinto y Odiel	29
Figura 2.1.3.3.2. Valores medios horarios de pH medidos en enero de 2011 en las estaciones de la red de inmisión hídrica en los ríos Tinto y Odiel	30
Figura 2.1.3.4.1. Puntos de recogida de muestras de aguas y sedimentos del Plan de policía de aguas del litoral andaluz	31
Figura 2.1.3.5.1. Estaciones de control de la Red de Vigilancia y de Control Operativo en las aguas de transición de la demarcación hidrográfica del Tinto, Odiel y Piedras	33
Figura 2.1.3.5.2. Estaciones de control de la Red de Vigilancia y de Control Operativo en las aguas costeras de la demarcación hidrográfica del Tinto, Odiel y Piedras	34
Figura 2.1.3.5.3. Puntos de recogida de muestras del Programa de Control de Vigilancia en las aguas costeras y de transición de la Demarcación Hidrográfica del Tinto-Odiel y Piedras	35
Figura 2.2.1. Interacciones ópticas de la energía electromagnética hasta llegar al sensor.	37
Figura 2.2.1.1. Absorción (a) y dispersión (b) del agua marina pura (Robinson 1985).	41
Figura 2.2.1.2. Signatura espectral del agua pura (modificado de Han 1997).	42
Figura 2.2.2.1.1. Diagrama de flujo de la formación de materia orgánica disuelta en las aguas naturales (Bukata et al. 1995).	45
Figura 2.2.3.1. Espectro de absorción de la materia orgánica en disolución. (Robinson 1985).	52
Figura 2.2.3.2. Espectro de absorción de los principales pigmentos fotosintéticos. (Cavallaro 2000)	54

Figura 2.2.3.3: Resultados de experimentos en laboratorio sobre el efecto de la concentración de sedimentos en suspensión sobre la reflectividad de la luz roja. (Curran & Novo 1988). La reflectividad procedente del fondo influye en las aguas claras, hasta una concentración de sedimentos en suspensión de aproximadamente 10 mg/l.	55
Figura 2.2.3.4: Relación entre concentración de sólidos en suspensión y reflectividad de la masa de agua (simplificado de Han 1997).	56
Figura 2.2.3.5. Longitud de onda en que se produce la máxima reflectividad con diferentes concentraciones de sólidos en suspensión (simplificado de Han & Rundquist 1994).	56
Figura 2.2.4.1. Reflectividad espectral de una masa de agua con diferentes concentraciones de clorofila a (Bukata et al. 1995)	58
Figura 2.2.4.2. Reflectividad espectral de una masa de agua con diferentes concentraciones de clorofila a y 0.10 mg/l de sedimentos en suspensión (Bukata et al. 1995).	59
Figura 2.2.4.3. Reflectividad espectral de una masa de agua con 10 mg/l de sedimentos en suspensión y concentraciones variables de clorofila a (Bukata et al. 1995).	60
Figura 2.2.4.4. Reflectividad espectral de una masa de agua con 2 mg/l de materia orgánica en disolución y concentraciones variables de clorofila a (Bukata et al. 1995).	60
Figura 2.2.4.5. Reflectividad espectral de una masa de agua con 9 mg/l de materia orgánica en disolución y concentraciones variables de clorofila a (Bukata et al. 1995).	61
Figura 2.2.4.6. . Reflectividad espectral de una masa de agua con diferentes concentraciones de sólidos en suspensión (Bukata et al. 1995).	61
Figura 2.2.4.7. Reflectividad espectral de una masa de agua con 2 mg/l de materia orgánica en disolución y concentraciones variables de sólidos en suspensión (Bukata et al. 1995)	62
Figura 2.2.4.8. Reflectividad espectral de una masa de agua con 9 mg/l de materia orgánica en disolución y concentraciones variables de sólidos en suspensión (Bukata et al. 1995)	62
Figura 2.2.4.9. Espectro de reflectividad típico de las aguas de tipo 1 (Robinson 1985).	65
Figura 2.2.4.10. Signatura espectral típica de las aguas de tipo 2 dominadas por los sedimentos en suspensión (Robinson 1985).	66
Figura 2.2.4.11. Signatura espectral de las aguas de tipo 2 dominadas por la materia orgánica en disolución (Robinson 1985).	67
Figura 2.3.1. Contribución de la columna de agua (A), la atmósfera (B) y la superficie del agua (C) a la señal recibida por el sensor (Sturm 1981).	70

Figura 2.3.2. Relación entre los parámetros ópticos de calidad del agua y las cualidades ópticas medibles mediante teledetección (modificado de Dekker et al. 1995)	72
Figura 2.3.3. Transmisividad atmosférica a distintas longitudes de onda (adaptado de Lillesand & Kiefer 1987)	74
Figura 2.3.4. Dispersión relativa en función de la longitud de onda de la radiación incidente y las condiciones atmosféricas (modificado de Slater 1980).	76
Figura 2.3.5. Efecto del contenido de aerosoles en la atmósfera (medido mediante visibilidad horizontal) sobre las propiedades reflectivas de un objeto claro ($\rho = 40\%$) y un objeto oscuro ($\rho = 10\%$). En este experimento la energía procedente de los objetos se midió verticalmente con un ángulo cenital solar de 20° (Curran & Novo 1988).	78
Figura 2.3.6. Relación entre el ángulo de iluminación (ángulo cenital solar) y la reflectividad de una masa de agua (datos de Jerlov 1976)	79
Figura 2.4.1. Esquema de los métodos para el cálculo de parámetros de calidad del agua a partir de imágenes de satélite (Dekker et al. 1995)	88
Figura 2.4.1.1. Diagrama simplificado de un nefelómetro o turbidímetro (Jackson & Sheiham 1991).	91
Figura 2.4.1.2. Diagrama de Cromacidad de la CIE (Campbell 1987, p.418).	108
Figura 2.4.1.3. Diagrama de cromacidad para Landsat MSS, basado en Alföldi y Munday (1977) (Campbell 1987, p.420).	109
Figura 2.4.2.1. Método analítico para la teledetección de la calidad del agua (Dekker et al. 2001).	138
Figura 2.5.2.1. Concentración de clorofila a en la desembocadura del río Po calculada a partir de una imagen CZCS de fecha 9 octubre de 1984 (NASA 2012)	164
Figura 2.5.2.2. Ejemplo de productos derivados de las imágenes SeaWiFS: media para un periodo de ocho días de la concentración de clorofila a y del coeficiente de atenuación de la luz a 490 nm (NASA 2007b)	165
Figura 2.5.2.3. Productos IRS-MOS: color natural, clorofila a, sedimentos y espesor óptico de aerosoles a partir de la imagen de 27 de junio de 1996, que muestra una floración de cocolitóforos en el estrecho de Skagerrak (G.Zimmermann & Neumann 1999)	166
Figura 2.5.2.4. Ejemplo de productos MODIS: Media mensual de la concentración de clorofila a del mes de mayo de 2015 (NASA 2015a)	169
Figura 2.5.2.5. Contenido medio en clorofila a de las aguas oceánicas en el mes de Junio de 2003 calculado a partir de imágenes ENVISAT – MERIS (ESA 2015).	170
Figura 2.5.2.6. Contenido medio en clorofila a de las aguas oceánicas durante el año 2003 calculado a partir de imágenes ENVISAT – MERIS (ESA 2015).	170

Figura 2.5.3.1. Bandas TM 1, 2, 3 y 4 (hasta 850 nm) superpuestas a la irradiancia emergente subsuperficial (en $W m^{-2} nm^{-1}$) medida con un espectrómetro manual. Las distintas curvas se corresponden con diferentes lagos holandeses, con características ópticas variadas (Dekker & Peters 1993).	181
Figura 2.5.3.2. Radiancia emergente (en $W m^{-2} nm^{-1} sr^{-1}$) medida a 1000 metros de altura sobre la superficie del agua con un sensor PMI en modo espectral. Las distintas curvas se corresponden con diferentes lagos holandeses, con características ópticas variadas (Dekker & Peters 1993).	183
Figura 3.1.1. Localización e información general de la Ría de Huelva.	185
Figura 3.1.2. Demarcación hidrográfica del Tinto-Odiel y Piedras (izquierda) y unidades fisiográficas principales del estuario de los ríos Tinto y Odiel y la Ría de Huelva (Visor Web desarrollado por el Grupo de Investigación RNM 177: http://www.nacional.gis-and-coast.org/).	187
Figura 3.1.1.1. Caudal medio anual del río Tinto en la estación de aforo de Gadea en el periodo 1966-2001. Fuente: SIA (Ministerio de Agricultura Alimentación y Medio Ambiente 2008).	188
Figura 3.1.2.1. Caudal medio anual del río Odiel en la estación de aforo de Gibrleón en el periodo 1968-2004. Fuente: SIA (Ministerio de Agricultura Alimentación y Medio Ambiente 2008).	192
Figura 3.1.3.1. Identificación de los sectores principales del estuario (izquierda) y Espacios Naturales Protegidos en el área de la Ría de Huelva (Visor Web desarrollado por el Grupo de Investigación RNM 177: http://www.nacional.gis-and-coast.org/).	197
Figura 3.2.1. Localización e información general de la Bahía de Cádiz.	199
Figura 3.2.2. Principales unidades fisiográficas (izquierda) y Espacios Naturales Protegidos (derecha) de la Bahía de Cádiz (Visor Web desarrollado por el Grupo de Investigación RNM 177: http://www.nacional.gis-and-coast.org/).	200
Figura 3.2.3. Principales unidades fisiográficas sobre un MDT continuo (izquierda) y sectores (derecha) de la Bahía de Cádiz (Visor Web desarrollado por el Grupo de Investigación RNM 177: http://www.nacional.gis-and-coast.org/).	201
Figura 3.2.4. Batimetría de la Bahía de Cádiz (Visor Web desarrollado por el Grupo de Investigación RNM 177: http://www.nacional.gis-and-coast.org/).	203
Figura 4.1.1.1. Posición de los 39 puntos de muestreo correspondientes a la campaña de muestreo realizada el 25-11-1994 en el estuario de los ríos Tinto y Odiel.	210
Figura 4.2.1.1.2.1. Ventana del módulo <i>ATMOSC</i> de Idrisi Kilimanjaro con los parámetros para transformar la banda 1 de la imagen de fecha 15-6-1993 a valores de reflectividad aparente.	225

Figura 4.2.1.1.2.2. Curva espectral del agua, pinar y arena en la imagen de fecha 22 de mayo de 1996, a partir de los valores digitales brutos. En eje horizontal están representadas las bandas Landsat TM (220596 1 es la banda 1, y así sucesivamente).	226
Figura 4.2.1.1.2.3. Curva espectral del agua, pinar y arena en la imagen de fecha 22 de mayo de 1996, a partir de los valores de reflectividad aparente.	226
Figura 4.2.1.1.2.4. Ventana del módulo <i>ATMOSC</i> de Idrisi Kilimanjaro con los parámetros para corregir la banda 1 de la imagen de fecha 15-6-1993 mediante el método COS(T).	227
Figura 4.2.1.1.2.5. Comparación de las curvas espectrales de agua, pinar y arena obtenidas a partir de la reflectividad aparente y de la imagen corregida mediante el método COS(T).	228
Figura 4.2.1.4.1. Histograma de la banda 5 (IRM) de la imagen de fecha 25-11-1994.	249
Figura 4.2.1.4.2. Determinación del umbral tierra-agua sobre la banda 5 de la imagen de fecha 25-11-1994.	249
Figura 4.2.1.4.3. Reclasificación de la banda 5 para generar la máscara tierra-agua en Idrisi Kilimanjaro, para la imagen de fecha 25-11-1994	250
Figura 4.2.1.4.4. Uso de la herramienta <i>Raster Calculator</i> de ArcMap para el cálculo de valores de turbidez a partir de la imagen de fecha 25-11-1994.	250
Figura 4.2.1.4.5. Valores de turbidez calculados a partir de la imagen de fecha 25/11/1994.	251
Figura 4.2.2.1. Fragmento de la banda 1 de la imagen de fecha 09/07/1996, que muestra el efecto de bandeo presente en la imagen.	253
Figura 4.2.2.2. Resultado del módulo <i>REGRESS</i> para la corrección atmosférica relativa de la banda 1 de la imagen del 15-6-1993 respecto a la banda 1 de la imagen del 25-11-1994.	254
Figura 4.2.2.3. Valores de reflectividad aparente (x 1000) en los puntos de muestreo de las campañas utilizadas en el análisis multitemporal, obtenidos de las imágenes a las que se ha aplicado la corrección atmosférica relativa.	255
Figura 4.3.1.1.1. Cartografía de turbidez y residuos del modelo para la fecha 15-06-1993.	260
Figura 4.3.1.1.2. Cartografía de turbidez y residuos del modelo para la fecha 25-11-1994.	260
Figura 4.3.1.1.3. Distribución espacial de la profundidad del disco de Secchi y residuos del mejor modelo del 15-06-1993.	262
Figura 4.3.1.2.1. Cartografía de turbidez para el 09-09-1995 calculada a partir del mejor modelo individual (izquierda) y multitemporal (derecha).	264

Figura 4.3.1.2.2. Valores de turbidez reales y estimados por los modelos para los puntos de muestreo del 22-05-1996.	264
Figura 4.3.2.1.1. Distribución espacial de los sólidos en suspensión y residuos del mejor modelo para la campaña del 10-10-1989.	269
Figura 4.3.2.1.2. Distribución espacial de los sólidos en suspensión y residuos del mejor modelo para la campaña del 22-05-1996.	270
Figura 4.3.2.2.1. Cartografía de sólidos en suspensión para el 25-11-1994 calculada a partir del mejor modelo individual (izquierda) y multitemporal (derecha).	272
Figura 4.3.2.2.2. Cartografía de sólidos en suspensión para el 09-09-1995 calculada a partir del mejor modelo individual (izquierda) y multitemporal (derecha).	272
Figura 4.3.3.1.1. Cartografía de clorofila a, b y c para el 15-6-1993.	275
Figura 4.3.3.1.2. Cartografía de clorofila a (izquierda) y b (derecha) y residuos de los mejores modelos para el 25-11-0994.	275
Figura 4.3.3.2.1. Cartografía de clorofila a para el 25-11-1994 calculada a partir del mejor modelo individual (izquierda) y multitemporal (derecha).	276
Figura 4.3.3.2.2. Distribución espacial de la clorofila a y residuos del mejor modelo multitemporal para la campaña del 25-11-1994.	277
Figura 4.3.4.1. Valores de concentración de cinc reales y estimados por el modelo para los puntos de muestreo del 10-10-1989.	280
Figura 5.1.2.1. Niveles de turbidez a partir de la imagen de fecha 10-10-1989.	290
Figura 5.1.2.2. Niveles de turbidez a partir de la imagen de fecha 17-11-1991.	290
Figura 5.1.2.3. Niveles de turbidez a partir de la imagen de fecha 09-05-1991.	290
Figura 5.1.2.4. Niveles de turbidez a partir de la imagen de fecha 09-07-1996.	290
Figura 5.1.2.5. Niveles de turbidez a partir de la imagen de fecha 25-11-1994.	290
Figura 5.1.2.6. Niveles de turbidez a partir de la imagen de fecha 18-07-1999.	290
Figura 5.1.2.7. Niveles de turbidez a partir de la imagen de fecha 26-08-1990.	291
Figura 5.1.2.8. Niveles de turbidez a partir de la imagen de fecha 15-02-1990.	291
Figura 5.1.2.9. Niveles de turbidez a partir de la imagen de fecha 04-02-1987.	291

Figura 5.1.2.10. Niveles de turbidez a partir de la imagen de fecha 22-05-1996.	291
Figura 5.1.2.11. Niveles de turbidez a partir de la imagen de fecha 13-08-1991.	291
Figura 5.1.2.12. Niveles de turbidez a partir de la imagen de fecha 18-04-1987.	291
Figura 5.1.2.13. Niveles de turbidez a partir de la imagen de fecha 05-02-1992.	292
Figura 5.1.2.14. Niveles de turbidez a partir de la imagen de fecha 15-08-1992.	292
Figura 5.1.2.15. Niveles de turbidez a partir de la imagen de fecha 09-07-1990.	292
Figura 5.1.2.16. Niveles de turbidez a partir de la imagen de fecha 01-01-1991.	292
Figura 5.1.2.17. Niveles de turbidez a partir de la imagen de fecha 15-10-1985.	292
Figura 5.1.2.18. Niveles de turbidez a partir de la imagen de fecha 09-09-1995.	292
Figura 5.1.2.19. Niveles de turbidez a partir de la imagen de fecha 14-07-1992.	293
Figura 5.1.2.20. Niveles de turbidez a partir de la imagen de fecha 23-11-1999.	293
Figura 5.1.2.21. Niveles de turbidez a partir de la imagen de fecha 28-06-1992.	293
Figura 5.1.2.22. Niveles de turbidez a partir de la imagen de fecha 15-06-1993.	293
Figura 5.1.2.23. Principales características de la propagación de la marea durante el semiciclo de flujo en el estuario de los ríos Tinto y Odiel.	299
Figura 5.1.2.24. Principales características de la propagación de la marea durante el semiciclo de reflujos en el estuario de los ríos Tinto y Odiel.	300
Figura 5.1.3.1. Sectores de la Bahía de Cádiz para la descripción de su funcionamiento hidrodinámico.	302
Figura 5.1.3.2. Niveles de turbidez a partir de la imagen de fecha 09-07-1996.	304
Figura 5.1.3.3. Niveles de turbidez a partir de la imagen de fecha 02-10-1986.	304
Figura 5.1.3.4. Niveles de turbidez a partir de la imagen de fecha 14-09-1991.	304
Figura 5.1.3.5. Niveles de turbidez a partir de la imagen de fecha 07-08-1989.	304
Figura 5.1.3.6. Niveles de turbidez a partir de la imagen de fecha 07-06-1996.	305

Figura 5.1.3.7. Niveles de turbidez a partir de la imagen de fecha 13-08-1991.	305
Figura 5.1.3.8. Niveles de turbidez a partir de la imagen de fecha 22-05-1996.	305
Figura 5.1.3.9. Niveles de turbidez a partir de la imagen de fecha 09-07-1990.	305
Figura 5.1.3.10. Niveles de turbidez a partir de la imagen de fecha 23-11-1999	306
Figura 5.1.3.11. Niveles de turbidez a partir de la imagen de fecha 23-07-1995.	306
Figura 5.1.3.12. Niveles de turbidez a partir de la imagen de fecha 01-04-1989.	306
Figura 5.1.3.13. Niveles de turbidez a partir de la imagen de fecha 10-10-1989.	306
Figura 5.1.3.14. Principales características de la circulación del agua en la Bahía de Cádiz durante el semiciclo de flujo.	310
Figura 5.1.3.15. Principales características de la circulación del agua en la Bahía de Cádiz durante el semiciclo de reflujó.	311
Figura 5.2.2.1. Primer componente principal calculado a partir de las imágenes de marea alta de la Ría de Huelva.	316
Figura 5.2.2.2. Primer componente principal calculado a partir de las imágenes de marea baja de la Ría de Huelva.	317
Figura 5.2.2.3. Primer componente principal calculado a partir de las imágenes más cercanas a la bajamar teórica de la Ría de Huelva.	319
Figura 5.2.2.4. Primer componente principal calculado a partir de las imágenes adquiridas en la segunda hora después de la bajamar teórica de la Ría de Huelva	319
Figura 5.2.3.1. Primer componente principal calculado a partir de las imágenes de marea alta de la Bahía de Cádiz.	321
Figura 5.2.3.2. Primer componente principal calculado a partir de las imágenes de marea baja de la Bahía de Cádiz.	323
Figura 5.3.2.1. Zonas de comportamiento homogéneo del agua en situaciones de marea alta.	328
Figura 5.3.2.2. Zonas de comportamiento homogéneo del agua en situaciones de marea baja.	332
Figura 5.3.2.3. Zonas de comportamiento homogéneo del agua en situaciones de marea baja y coeficiente medio.	333

Figura 5.3.2.4. Zonas de comportamiento homogéneo del agua en situaciones de marea baja y coeficiente alto.	334
Figura 5.4.1.1. Unidades fisiográficas del litoral (izquierda) y tasas de erosión costera (derecha) de la zona de estudio, representadas en uno de los visores cartográficos desarrollados por el Grupo de Investigación RNM177(http://www.nacional.gis-and-coast.org/).	338
Figura 5.4.1.2. Imagen TM del 15-08-1992 clasificada en intervalos de turbidez y Masas de agua de transición y costeras de la DMA.	339
Figura 5.4.1.3. Resultado de ACP multitemporal para las imágenes de marea alta, y Masas de agua de transición y costeras de la DMA.	340
Figura 5.4.1.4. Clasificación de áreas homogéneas a partir de las imágenes de marea alta y Masas de agua de transición y costeras de la DMA.	341
Figura 5.4.1.5. Clasificación de áreas homogéneas a partir de las imágenes de marea baja y coeficiente medio y Masas de agua de transición y costeras de la DMA.	342
Figura 5.4.1.6. Clasificación de áreas homogéneas a partir de las imágenes de marea baja y coeficiente alto y Masas de agua de transición y costeras de la DMA.	342
Figura 5.4.2.1. Ejemplo de consulta de datos del Programa de Control de Vigilancia para el año 2014 y en la masa de agua Canal del Padre Santo 2, para Sólidos en suspensión y Profundidad del disco de Secchi (Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio. Junta de Andalucía 2015)	344
Figura 5.4.2.2. Estaciones de muestreo del Programa de Control de Vigilancia en las masas de agua de transición y costeras de la zona de estudio.	345
Figura 5.4.2.3.1.1. Estaciones de muestreo del Programa de Control de Vigilancia sobre las masas de agua homogéneas en situaciones de marea alta.	354
Figura 5.4.2.3.1.2. Estaciones de muestreo del Programa de Control de Vigilancia sobre las masas de agua homogéneas en situaciones de marea baja y coeficiente medio.	355
Figura 5.4.2.3.1.3. Estaciones de muestreo del Programa de Control de Vigilancia sobre las masas de agua homogéneas en situaciones de marea baja y coeficiente alto.	356
Figura 5.4.2.4.1. Propuesta de modificación de la red de estaciones de muestreo del Programa de Control de Vigilancia.	363

Figura 6.2.1. Acceso a través del Visor Web desarrollado por el Grupo de Investigación RNM 177 (<http://www.nacional.gis-and-coast.org/>) a la imagen de fecha 01-01-1991 segmentada para mostrar niveles de turbidez.

371

INDICE DE TABLAS

Tabla 2.1.2.1. Normativa básica de aplicación a las aguas litorales de Andalucía.	16
Tabla 2.1.2.1.1. Indicadores de calidad para la clasificación del estado ecológico de las masas de agua según la Directiva Marco del Agua.	19
Tabla 2.1.2.3.1. Características de las masas de agua de transición y costeras de la zona de estudio.	26
Tabla 2.1.3.2.1. Embarcaciones de vigilancia medioambiental del litoral andaluz.	28
Tabla 2.2.1.1. Longitud de atenuación de la energía electromagnética en el agua pura. Elaboración propia a partir de la tabla de Bukata et al. 1995.	40
Tabla 2.3.1. Tipos de dispersión atmosférica en función de la relación del diámetro de la partícula con la longitud de onda de la energía electromagnética (Schanda 1986).	76
Tabla 2.3.2. Contribución relativa del agua, la atmósfera y la superficie del agua a la señal recibida por el sensor.	81
Tabla 4.1.1.1. Número de muestras utilizadas para el cálculo de los modelos de calidad del agua en algunos de los trabajos consultados	209
Tabla 4.1.1.2. Campañas de muestreo de aguas en la Ría de Huelva utilizadas en el presente trabajo.	211
Tabla 4.1.2.1.1. Información de las imágenes utilizadas para el área de estudio de la Ría de Huelva.	214
Tabla 4.1.2.2.1. Información de las imágenes utilizadas para el área de estudio de la Bahía de Cádiz.	215
Tabla 4.2.1.2.1. Fichero de datos para la fecha 25-11-1994.	232
Tabla 4.2.1.3.1. Condiciones recomendadas para el uso de la regresión lineal múltiple para la cuantificación de parámetros de calidad del agua utilizando radiancias en diferentes bandas como variables independientes (adaptado de Whitlock et al. 1982).	234
Tabla 4.3.2.1.1. Condiciones hidrodinámicas y caudal de los ríos en cada una de las campañas de muestreo.	266
Tabla 5.1.2.1. Fase, altura y coeficiente de marea en el momento de adquisición de las imágenes de la Ría de Huelva.	289
Tabla 5.1.3.1. Fase, altura y coeficiente de marea en el momento de adquisición de las imágenes de la Bahía de Cádiz.	303
Tabla 5.2.2.1. Imágenes de la Ría de Huelva agrupadas en función de la situación hidrodinámica que representan.	315

Tabla 5.2.3.1. Imágenes de la Bahía de Cádiz agrupadas en función de la situación hidrodinámica que representan.

320

ANEXOS

Anexo 1: Tablas-resumen de los modelos calculados para cada parámetro de calidad del agua

Anexo 1.1. Turbidez

ZONA: HUELVA
FECHA: 15-06-93
PARÁMETRO: Turbidez
Nº PUNTOS (n): 22

Variables Independientes	Nº de variables independientes	p	RSS	Cp	Cp/p	F	F crítica 95%	F/Fcr	r	R ²	Error estándar de la estimación s
1,2,3,4	4	5	183.640	5.000	1.000	19.517	2.96	6.583	0.906	0.821	3.287
2	1	2	198.535	0.379	0.189	83.455	4.35	19.180	0.898	0.807	3.151
1,2	2	3	191.078	1.689	0.563	41.559	3.52	11.800	0.902	0.814	3.171
2,3	2	3	196.550	2.195	0.732	40.137	3.52	11.397	0.899	0.809	3.216
2,4	2	3	197.912	2.321	0.774	39.796	3.52	11.300	0.898	0.807	3.227
1,2,3	3	4	189.724	3.563	0.891	26.478	3.16	8.379	0.903	0.815	3.247
1,2,4	3	4	190.522	3.637	0.909	26.342	3.16	8.336	0.902	0.814	3.253
2,3,4	3	4	188.818	3.479	0.870	26.634	3.16	8.429	0.903	0.816	3.239

p = nº coeficientes de regresión.

$$Cp = (RSS / S^2) - (n - 2p)$$

RSS: suma de cuadrados residual de la ecuación a evaluar

S²: media cuadrática residual de la ecuación que incluye todas las variables independientes = 10.802

ZONA: HUELVA
FECHA: 25-11-94
PARÁMETRO: Turbidez
Nº PUNTOS (n): 39

Variables Independientes	Nº de variables independientes	p	RSS	Cp	Cp/p	F	F crítica 95%	F/Fcr	r	R ²	Error estándar de la estimación s
1,2,3,4	4	5	183.408	5.000	1.000	29.628	2.650	11.181	0.882	0.777	2.323
2	1	2	202.373	2.516	1.258	113.417	4.105	27.626	0.868	0.754	2.339
1,2	2	3	185.179	1.328	0.443	61.970	3.259	19.012	0.880	0.775	2.268
2,3	2	3	200.148	4.103	1.368	55.989	3.259	17.178	0.870	0.757	2.358
2,4	2	3	200.377	4.146	1.382	55.904	3.259	17.152	0.870	0.756	2.359
1,2,3	3	4	183.866	3.085	0.771	40.536	2.874	14.103	0.881	0.777	2.292
2,3,4	3	4	199.790	6.037	1.509	36.375	2.874	12.656	0.870	0.757	2.389
1,2,4	3	4	185.131	3.319	0.830	40.179	2.874	13.979	0.880	0.775	2.300

p = nº coeficientes de regresión.

$C_p = (RSS / S^2) - (n - 2p)$

RSS : suma de cuadrados residual de la ecuación a evaluar

S^2 : media cuadrática residual de la ecuación que incluye todas las variables independientes = 5.394

ZONA: HUELVA
FECHA: 09-09-95
PARÁMETRO: Turbidez
Nº PUNTOS (n): 34

Variables Independientes	Nº de variables independientes	p	RSS	Cp	Cp/p	F	F crítica 95%	F/Fcr	r	R ²	Error estándar de la estimación s
1,2,3,4	4	5	874.550	5.000	1.000	19.370	2.701	7.170	0.853	0.728	5.492
1	1	2	2893.100	65.935	32.967	3.518	4.149	0.848	0.315	0.099	9.508
1,2	2	3	1220.559	12.474	4.158	25.278	3.305	7.649	0.787	0.620	6.275
1,3	2	3	923.130	2.611	0.870	38.417	3.305	11.625	0.844	0.713	5.457
1,4	2	3	1022.595	5.909	1.970	33.173	3.305	10.038	0.826	0.682	5.743
1,2,3	3	4	923.109	4.610	1.153	24.786	2.922	8.482	0.844	0.713	5.547
1,2,4	3	4	912.561	4.260	1.065	25.188	2.922	8.619	0.846	0.716	5.515
1,3,4	3	4	877.359	3.093	0.773	26.600	2.922	9.102	0.853	0.727	5.408

p = nº coeficientes de regresión

$$Cp = (RSS / S^2) - (n - 2p)$$

RSS: suma de cuadrados residual de la ecuación a evaluar

S²: media cuadrática residual de la ecuación que incluye todas las variables independientes= 30.157

ZONA: HUELVA
FECHA: 22-05-96
PARÁMETRO: Turbidez
Nº PUNTOS (n): 36

Variables Independientes	Nº de variables independientes	p	RSS	Cp	Cp/p	F	F crítica 95%	F/Fcr	r	R ²	Error estándar de la estimación s
1,2,3,4	4	5	317.767	5.000	1.000	11.796	2.679	4.404	0.777	0.603	3.202
1	1	2	744.319	40.613	20.306	2.609	4.130	0.632	0.267	0.071	4.679
1,2	2	3	380.371	7.107	2.369	18.265	3.285	5.560	0.725	0.525	3.395
1,3	2	3	351.567	4.297	1.432	21.113	3.285	6.427	0.749	0.561	3.264
1,4	2	3	696.226	37.921	12.640	2.493	3.285	0.759	0.362	0.131	4.593
1,2,3	3	4	345.390	5.695	1.424	14.084	2.901	4.855	0.754	0.569	3.285
1,2,4	3	4	378.763	8.950	2.238	11.903	2.901	4.103	0.726	0.527	3.440
1,3,4	3	4	320.687	3.285	0.821	15.990	2.901	5.512	0.775	0.600	3.166
3	1	2	458.948	12.773	6.387	25.372	4.130	6.143	0.654	0.427	3.674
2,3	2	3	443.943	13.309	4.436	13.287	3.285	4.045	0.668	0.446	3.668
3,4	2	3	410.007	9.999	3.333	15.752	3.285	4.795	0.699	0.488	3.525
2,3,4	3	4	408.537	11.855	2.964	10.258	2.901	3.536	0.700	0.490	3.573

p = nº coeficientes de regresión

Cp = $(RSS / S^2) - (n - 2p)$

RSS: suma de cuadrados residual de la ecuación a evaluar

S²: media cuadrática residual de la ecuación que incluye todas las variables independientes = 10.250

ZONA: HUELVA
FECHA: 09-07-96
PARÁMETRO: Turbidez
Nº PUNTOS (n): 29

Variables Independientes	Nº de variables independientes	p	RSS	Cp	Cp/p	F	F crítica 95%	F/Fcr	r	R ²	Error estándar de la estimación s
1,2,3,4	4	5	1165.172	5.000	1.000	0.930	2.776	0.335	0.366	0.134	6.968
3	1	2	1291.399	1.600	0.800	1.138	4.210	0.270	0.201	0.040	6.916
1,3	2	3	1291.292	3.598	1.199	0.549	3.369	0.163	0.201	0.041	7.047
2,3	2	3	1272.765	3.216	1.072	0.746	3.369	0.221	0.233	0.054	6.997
3,4	2	3	1253.736	2.824	0.941	0.955	3.369	0.283	0.262	0.068	6.944
1,2,3	3	4	1254.498	4.840	1.210	0.607	2.991	0.203	0.260	0.068	7.084
2,3,4	3	4	1171.268	3.126	0.781	1.242	2.991	0.415	0.360	0.130	6.845
1,3,4	3	4	1245.114	4.647	1.162	0.674	2.991	0.225	0.274	0.075	7.057

p = nº coeficientes de regresión

Cp = (RSS / S²) - (n - 2p)

RSS: suma de cuadrados residual de la ecuación a evaluar

S²: media cuadrática residual de la ecuación que incluye todas las variables independientes = 48.548

ZONA: HUELVA
FECHA: MULTITEMPORAL
PARÁMETRO: Turbidez
Nº PUNTOS (n): 126

Variables Independientes	Nº de variables independientes	p	RSS	Cp	Cp/p	F	F crítica 95%	F/Fcr	r	R ²	Error estándar de la estimación s
1,2,3,4	4	5	2118,544	5	1	81.253	2.446	33.210	0.854	0.729	4.184
3	1	2	2211.963	4.336	2.168	313.767	3.92	80.093	0.847	0.717	4.224
1,3	2	3	2187.664	4.948	1.649	158.030	3.07	51.477	0.848	0.719	4.217
2,3	2	3	2159.277	3.326	1.109	160.916	3.07	52.417	0.851	0.724	4.190
3,4	2	3	2172.573	4.086	1.362	159.555	3.07	51.974	0.850	0.723	4.203
1,2,3	3	4	2124.831	3.359	0.840	108.789	2.68	40.609	0.853	0.728	4.173
1,3,4	3	4	2160.139	5.376	1.344	106.346	2.68	39.698	0.851	0.724	4.208
2,3,4	3	4	2142.103	4.346	1.086	107.584	2.68	40.160	0.852	0.726	4.190

p = nº coeficientes de regresión

Cp = (RSS / S2) - (n - 2p)

RSS es la suma de cuadrados residual de la ecuación a evaluar

S² es la media cuadrática residual de la ecuación que incluye todas las variables independientes = 17.509

Anexo 1.2. Transparencia

ZONA: HUELVA
FECHA: 15/06/1993
PARÁMETRO: Profundidad del disco de Secchi
Nº PUNTOS (n): 22

Variables Independientes	Nº de variables independientes	p	RSS	Cp	Cp/p	F	F crítica 95%	F/Fcr	r	R ²	Error estándar de la estimación s
1,2,3,4	4	5	6.670	5.000	1.000	18.281	2.965	6.166	0.901	0.811	0.626
1	1	2	18.702	29.662	14.831	17.818	4.351	4.095	0.686	0.471	0.967
1,2	2	3	11.110	12.316	4.105	20.737	3.522	5.888	0.828	0.686	0.765
1,3	2	3	7.362	2.762	0.921	36.135	3.522	10.260	0.890	0.792	0.622
1,4	2	3	9.951	9.361	3.120	24.261	3.522	6.889	0.848	0.719	0.724
1,2,3	3	4	7.358	4.751	1.188	22.838	3.160	7.227	0.890	0.792	0.639
1,2,4	3	4	7.093	4.076	1.019	23.915	3.160	7.568	0.894	0.799	0.628
1,3,4	3	4	6.863	3.491	0.873	24.916	3.160	7.885	0.898	0.806	0.617

p = nº coeficientes de regresión

$C_p = (RSS / S^2) - (n - 2p)$

RSS: suma de cuadrados residual de la ecuación a evaluar

S^2 : media cuadrática residual de la ecuación que incluye todas las variables independientes = 0.392

Anexo 1.3. Sólidos en suspensión

ZONA: HUELVA
FECHA: 10/10/1989
PARÁMETRO: Sólidos en suspensión
Nº PUNTOS (n): 27

Variables Independientes	Nº de variables independientes	p	RSS	Cp	Cp/p	F	F crítica 95%	F/Fcr	r	R ²	Error estándar de la estimación s
1,2,3,4	4	5	2602.516	5.000	1.000	8.426	2.817	2.991	0.778	0.605	10.876
4	1	2	3191.760	3.981	1.991	26.613	4.242	6.274	0.718	0.516	11.299
1,4	2	3	2905.460	3.561	1.187	15.216	3.403	4.471	0.748	0.559	11.003
2,4	2	3	3191.263	5.977	1.992	12.778	3.403	3.755	0.718	0.516	11.531
3,4	2	3	3099.893	5.205	1.735	13.509	3.403	3.970	0.728	0.530	11.365
1,2,4	3	4	2789.946	4.584	1.146	10.441	3.028	3.448	0.759	0.577	11.014
2,3,4	3	4	2813.705	4.785	1.196	10.288	3.028	3.398	0.757	0.573	11.061
1,3,4	3	4	2905.411	5.560	1.390	9.721	3.028	3.210	0.748	0.559	11.239

p = nº coeficientes de regresión

Cp = (RSS / S²) - (n - 2p)

RSS: suma de cuadrados residual de la ecuación a evaluar

S²: media cuadrática residual de la ecuación que incluye todas las variables independientes = 118.296

ZONA: HUELVA
FECHA: 15/06/1993
PARÁMETRO: Sólidos en suspensión
Nº PUNTOS (n): 22

Variables Independientes	Nº de variables independientes	p	RSS	Cp	Cp/p	F	F crítica 95%	F/Fcr	r	R ²	Error estándar de la estimación s
1,2,3,4	4	5	1955.958	5.000	1.000	3.057	2.965	1.031	0.647	0.418	10.726
3	1	2	2209.177	1.201	0.600	10.446	4.351	2.401	0.586	0.343	10.510
1,3	2	3	2054.788	1.859	0.620	6.048	3.522	1.717	0.624	0.389	10.399
2,3	2	3	2065.475	1.952	0.651	5.968	3.522	1.695	0.621	0.386	10.426
3,4	2	3	2204.864	3.163	1.054	4.990	3.522	1.417	0.587	0.344	10.772
1,2,3	3	4	2027.578	3.622	0.906	3.952	3.160	1.251	0.630	0.397	10.613
2,3,4	3	4	1981.180	3.219	0.805	4.185	3.160	1.324	0.641	0.411	10.491
1,3,4	3	4	2028.795	3.633	0.908	3.946	3.160	1.249	0.630	0.397	10.617

p = nº coeficientes de regresión

Cp = (RSS / S²) - (n - 2p)

RSS: suma de cuadrados residual de la ecuación a evaluar

S²: media cuadrática residual de la ecuación que incluye todas las variables independientes = 115.056

ZONA: HUELVA
FECHA: 25/11/1994
PARÁMETRO: Sólidos en suspensión
Nº PUNTOS (n): 39

Variables Independientes	Nº de variables independientes	p	RSS	Cp	Cp/p	F	F crítica 95%	F/Fcr	r	R ²	Error estándar de la estimación s
1,2,3,4	4	5	686.097	5.000	1.000	16.982	2.650	6.409	0.816	0.666	4.492
1	1	2	1327.676	30.794	15.397	20.322	4.105	4.950	0.595	0.355	5.990
1,2	2	3	769.696	5.143	1.714	30.102	3.259	9.235	0.791	0.626	4.624
1,3	2	3	774.007	5.356	1.785	29.834	3.259	9.153	0.790	0.624	4.637
1,4	2	3	1305.114	31.676	10.559	10.368	3.259	3.181	0.605	0.365	6.021
1,2,3	3	4	732.882	5.318	1.330	21.077	2.874	7.333	0.802	0.644	4.576
1,2,4	3	4	767.927	7.055	1.764	19.582	2.874	6.813	0.792	0.627	4.684
1,3,4	3	4	691.176	3.252	0.813	23.052	2.874	8.020	0.815	0.664	4.444

p = nº coeficientes de regresión

Cp = (RSS / S²) - (n - 2p)

RSS: suma de cuadrados residual de la ecuación a evaluar

S²: media cuadrática residual de la ecuación que incluye todas las variables independientes = 20.179

ZONA: HUELVA
FECHA: 09/09/1995
PARÁMETRO: Sólidos en suspensión
Nº PUNTOS (n): 34

Variables Independientes	Nº de variables independientes	p	RSS	Cp	Cp/p	F	F crítica 95%	F/Fcr	r	R ²	Error estándar de la estimación s
1,2,3,4	4	5	3356.230	5.000	1.000	8.348	2.701	3.090	0.732	0.535	10.758
3	1	2	3457.278	-0.127	-0.063	34.834	4.149	8.396	0.722	0.521	10.394
1,3	2	3	3454.630	1.850	0.617	16.898	3.305	5.113	0.722	0.522	10.556
2,3	2	3	3433.154	1.665	0.555	17.100	3.305	5.174	0.724	0.525	10.524
3,4	2	3	3418.833	1.541	0.514	17.237	3.305	5.216	0.726	0.527	10.502
1,2,3	3	4	3432.269	3.657	0.914	11.038	2.922	3.777	0.724	0.525	10.696
1,3,4	3	4	3402.966	3.404	0.851	11.219	2.922	3.839	0.727	0.529	10.650
2,3,4	3	4	3356.751	3.004	0.751	11.511	2.922	3.939	0.732	0.535	10.578

p = nº coeficientes de regresión

Cp = (RSS / S²) - (n - 2p)

RSS: suma de cuadrados residual de la ecuación a evaluar

S²: media cuadrática residual de la ecuación que incluye todas las variables independientes = 115.732

ZONA: HUELVA
FECHA: 22/05/1996
PARÁMETRO: Sólidos en suspensión
Nº PUNTOS

(n): 35 (el punto de muestreo 32 se ha considerado un outlier y se ha eliminado del análisis)

Variables Independientes	Nº de variables independientes	p	RSS	Cp	Cp/p	F	F crítica 95%	F/Fcr	r	R ²	Error estándar de la estimación s
1,2,3,4	4	5	229,866	5,000	1,000	3,669	2,679	1,370	0,573	0,329	2,768
1	1	2	245,920	1,095	0,548	12,936	4,130	3,132	0,531	0,282	2,730
1,2	2	3	245,166	2,997	0,999	6,341	3,285	1,930	0,533	0,284	2,768
1,3	2	3	245,815	3,082	1,027	6,282	3,285	1,912	0,531	0,282	2,772
1,4	2	3	241,567	2,527	0,842	6,674	3,285	2,032	0,543	0,294	2,748
1,2,3	3	4	234,484	3,603	0,901	4,752	2,901	1,638	0,561	0,315	2,750
1,2,4	3	4	231,318	3,190	0,797	4,959	2,901	1,709	0,569	0,324	2,732
1,3,4	3	4	236,318	3,842	0,961	4,635	2,901	1,598	0,556	0,310	2,761

p = nº coeficientes de regresión

$Cp = (RSS / S^2) - (n - 2p)$

RSS: suma de cuadrados residual de la ecuación a evaluar

S^2 : media cuadrática residual de la ecuación que incluye todas las variables independientes = 7.662

ZONA: HUELVA
FECHA: 22/05/1996
PARÁMETRO: Sólidos en suspensión
Nº PUNTOS (n): 36

Variables Independientes	Nº de variables independientes	p	RSS	Cp	Cp/p	F	F crítica 95%	F/Fcr	r	R ²	Error estándar de la estimación s
1,2,3,4	4	5	280.125	5.000	1.000	1.769	2.679	0.660	0.431	0.186	3.006
1	1	2	293.999	0.535	0.268	5.791	4.130	1.402	0.381	0.146	2.941
1,2	2	3	284.787	1.516	0.505	3.435	3.285	1.046	0.415	0.172	2.938
1,3	2	3	288.601	1.938	0.646	3.171	3.285	0.965	0.402	0.161	2.957
1,4	2	3	292.979	2.422	0.807	2.877	3.285	0.876	0.385	0.148	2.980
1,2,3	3	4	283.643	3.389	0.847	2.272	2.901	0.783	0.419	0.176	2.977
1,2,4	3	4	280.732	3.067	0.767	2.407	2.901	0.830	0.429	0.184	2.962
1,3,4	3	4	280.268	3.016	0.754	2.428	2.901	0.837	0.431	0.185	2.959

p = nº coeficientes de regresión

Cp = (RSS / S²) - (n - 2p)

RSS: suma de cuadrados residual de la ecuación a evaluar

S²: media cuadrática residual de la ecuación que incluye todas las variables independientes = 9.036

ZONA: HUELVA
FECHA: 09/07/1996
PARÁMETRO: Sólidos en suspensión
Nº PUNTOS (n): 29

Variables Independientes	Nº de variables independientes	p	RSS	Cp	Cp/p	F	F crítica 95%	F/Fcr	r	R ²	Error estándar de la estimación s
1,2,3,4	4	5	352.667	5.000	1.000	1.143	2.776	0.412	0.400	0.160	3.833
3	1	2	389.607	1.514	0.757	2.095	4.210	0.498	0.268	0.072	3.799
1,3	2	3	389.560	3.511	1.170	1.011	3.369	0.300	0.269	0.072	3.871
2,3	2	3	379.723	2.841	0.947	1.373	3.369	0.408	0.309	0.096	3.822
3,4	2	3	384.597	3.173	1.058	1.191	3.369	0.354	0.290	0.084	3.846
1,2,3	3	4	370.224	4.195	1.049	1.117	2.991	0.373	0.344	0.118	3.848
2,3,4	3	4	357.782	3.348	0.837	1.445	2.991	0.483	0.384	0.148	3.783
1,3,4	3	4	383.673	5.110	1.278	0.786	2.991	0.263	0.294	0.086	3.918

p = nº coeficientes de regresión

$Cp = (RSS / S^2) - (n - 2p)$

RSS: suma de cuadrados residual de la ecuación a evaluar

S^2 : media cuadrática residual de la ecuación que incluye todas las variables independientes = 14.694

ZONA: HUELVA
FECHA: MULTITEMPORAL
PARÁMETRO: Sólidos en suspensión
Nº PUNTOS (n): 150

Variables Independientes	Nº de variables independientes	p	RSS	Cp	Cp/p	F	F crítica 95%	F/Fcr	r	R ²	Error estándar de la estimación s
1,2,3,4	4	5	8034.743	5.000	1.000	32.984	2.434	13.550	0.69	0.476	7.444
3	1	2	12669.395	82.640	41.320	31.262	3.905	8.005	0.418	0.175	9.252
1,3	2	3	8075.032	1.727	0.576	66.178	3.058	21.643	0.688	0.473	7.412
2,3	2	3	12464.463	80.941	26.980	16.989	3.058	5.556	0.433	0.187	9.208
3,4	2	3	12497.020	81.529	27.176	16.754	3.058	5.479	0.431	0.186	9.220
1,2,3	3	4	8034.940	3.004	0.751	44.280	2.667	16.605	0.69	0.476	7.418
2,3,4	3	4	12132.984	76.959	19.240	12.886	2.667	4.832	0.458	0.210	9.116
1,3,4	3	4	8068.557	3.610	0.903	43.892	2.667	16.460	0.689	0.475	7.434

p = nº coeficientes de regresión

$$Cp = (RSS / S^2) - (n - 2p)$$

RSS: suma de cuadrados residual de la ecuación a evaluar

S²: media cuadrática residual de la ecuación que incluye todas las variables independientes = 55.412

Anexo 1.4. Clorofila a

ZONA: HUELVA
FECHA: 15/06/1993
PARÁMETRO: Clorofila A
Nº PUNTOS (n): 21

Variables Independientes	Nº de variables independientes	p	RSS	Cp	Cp/p	F	F crítica 95%	F/Fcr	r	R ²	Error estándar de la estimación s
1,2,3,4	4	5	729.125	5.000	1.000	9.822	2.965	3.313	0.843	0.711	6.751
3	1	2	969.722	4.280	2.140	30.366	4.351	6.979	0.784	0.615	7.144
1,3	2	3	969.203	6.268	2.089	14.396	3.522	4.088	0.784	0.615	7.338
2,3	2	3	959.028	6.045	2.015	14.645	3.522	4.158	0.787	0.619	7.299
3,4	2	3	731.439	1.051	0.350	22.002	3.522	6.247	0.842	0.710	6.375
1,2,3	3	4	957.022	8.001	2.000	9.252	3.160	2.928	0.788	0.620	7.503
2,3,4	3	4	731.411	3.050	0.763	13.854	3.160	4.384	0.842	0.710	6.559
1,3,4	3	4	729.407	3.006	0.752	13.907	3.160	4.401	0.843	0.711	6.550

p = nº coeficientes de regresión

Cp = (RSS / S²) - (n - 2p)

RSS: suma de cuadrados residual de la ecuación a evaluar

S²: media cuadrática residual de la ecuación que incluye todas las variables independientes = 45.570

ZONA: HUELVA
FECHA: 25/11/1994
PARÁMETRO: Clorofila A
Nº PUNTOS (n): 38

Variables Independientes	Nº de variables independientes	p	RSS	Cp	Cp/p	F	F crítica 95%	Fc/Fcr	r	R ²	Error estándar de la estimación s
1,2,3,4	4	5	6609.595	5.000	1.000	12.303	2.659	4.627	0.774	0.599	14.152
1	1	2	10912.215	20.482	10.241	18.323	4.113	4.455	0.581	0.337	17.410
1,2	2	3	7463.295	5.262	1.754	21.110	3.267	6.461	0.739	0.547	14.603
1,3	2	3	7788.315	6.885	2.295	19.499	3.267	5.968	0.726	0.527	14.917
1,4	2	3	9226.816	14.067	4.689	13.730	3.267	4.202	0.663	0.440	16.236
1,2,3	3	4	7360.112	6.747	1.687	14.022	2.883	4.864	0.744	0.553	14.713
1,2,4	3	4	6708.753	3.495	0.874	16.484	2.883	5.718	0.770	0.593	14.047
1,3,4	3	4	7602.027	7.955	1.989	13.215	2.883	4.584	0.734	0.538	14.953

p = nº coeficientes de regresión

Cp = $(RSS / S^2) - (n - 2p)$

RSS: suma de cuadrados residual de la ecuación a evaluar

S²: media cuadrática residual de la ecuación que incluye todas las variables independientes = 200.291

ZONA: HUELVA
FECHA: 09/09/1995
PARÁMETRO: Clorofila A
Nº PUNTOS (n): 34

Variables Independientes	Nº de variables independientes	p	RSS	Cp	Cp/p	F	F crítica 95%	F/Fcr	r	R ²	Error estándar de la estimación s
1,2,3,4	4	5	1505.386	5.000	1.000	14.175	2.701	5.247	0.813	0.662	7.205
4	1	2	3180.030	31.261	15.630	12.767	4.149	3.077	0.534	0.285	9.969
1,4	2	3	2067.148	11.822	3.941	17.858	3.305	5.404	0.732	0.535	8.166
3,4	2	3	2842.571	26.760	8.920	8.758	3.305	2.650	0.601	0.361	9.576
2,4	2	3	3065.013	31.045	10.348	6.998	3.305	2.117	0.558	0.311	9.943
2,3,4	3	4	2748.199	26.942	6.735	6.188	2.922	2.117	0.618	0.382	9.571
1,2,4	3	4	1845.725	9.556	2.389	14.103	2.922	4.826	0.765	0.585	7.844
1,3,4	3	4	2067.100	13.821	3.455	11.522	2.922	3.943	0.732	0.535	8.301
1,2	2	3	2117.630	12.794	4.265	17.063	3.305	5.163	0.724	0.524	8.265
1,3	2	3	2437.065	18.948	6.316	12.794	3.305	3.871	0.672	0.452	8.867
1,2,3	3	4	2117.595	14.794	3.698	11.008	2.922	3.767	0.724	0.524	8.402
1	1	2	4308.043	52.991	26.495	1.045	4.149	0.252	0.178	0.032	11.603

p = nº coeficientes de regresión

$$Cp = (RSS / S^2) - (n - 2p)$$

RSS: suma de cuadrados residual de la ecuación a evaluar

S²: media cuadrática residual de la ecuación que incluye todas las variables independientes = 51.910

ZONA: HUELVA
FECHA: 22/05/1996
PARÁMETRO: Clorofila A
Nº PUNTOS (n): 36

Variables Independientes	Nº de variables independientes	p	RSS	Cp	Cp/p	F	F crítica 95%	F/Fcr	r	R ²	Error estándar de la estimación s
1,2,3,4	4	5	10380.816	5.000	1.000	3.949	2.679	1.474	0.581	0.338	18.299
3	1	2	11901.083	3.540	1.770	10.769	4.130	2.608	0.490	0.241	18.709
1,3	2	3	11319.406	3.803	1.268	6.343	3.285	1.931	0.527	0.278	18.521
2,3	2	3	11507.547	4.365	1.455	5.969	3.285	1.817	0.515	0.266	18.674
3,4	2	3	11895.267	5.523	1.841	5.237	3.285	1.594	0.491	0.241	18.986
1,2,3	3	4	10774.626	4.176	1.044	4.847	2.901	1.671	0.559	0.312	18.350
2,3,4	3	4	11035.589	4.955	1.239	4.480	2.901	1.544	0.544	0.296	18.570
1,3,4	3	4	11318.231	5.799	1.450	4.102	2.901	1.414	0.527	0.278	18.807

p = nº coeficientes de regresión

Cp = (RSS / S²) - (n - 2p)

RSS: suma de cuadrados residual de la ecuación a evaluar

S²: media cuadrática residual de la ecuación que incluye todas las variables independientes = 334.865

ZONA: HUELVA
FECHA: 09/07/1996
PARÁMETRO: Clorofila A
Nº PUNTOS (n): 28

Variables Independientes	Nº de variables independientes	p	RSS	Cp	Cp/p	F	F crítica 95%	F/Fcr	r	R ²	Error estándar de la estimación s
1,2,3,4	4	5	1147.380	5.000	1.000	1.303	2.796	0.466	0.430	0.185	7.063
3	1	2	1293.799	1.935	0.968	2.282	4.225	0.540	0.284	0.081	7.054
1,3	2	3	1286.176	3.782	1.261	1.178	3.385	0.348	0.293	0.086	7.173
2,3	2	3	1268.161	3.421	1.140	1.372	3.385	0.405	0.315	0.099	7.122
3,4	2	3	1272.881	3.516	1.172	1.321	3.385	0.390	0.309	0.096	7.135
1,2,3	3	4	1202.915	4.113	1.028	1.360	3.009	0.452	0.381	0.145	7.080
1,3,4	3	4	1272.537	5.509	1.377	0.848	3.009	0.282	0.310	0.096	7.282
2,3,4	3	4	1188.619	3.827	0.957	1.472	3.009	0.489	0.394	0.155	7.037

p = nº coeficientes de regresión

Cp = (RSS / S²) - (n - 2p)

RSS: suma de cuadrados residual de la ecuación a evaluar

S²: media cuadrática residual de la ecuación que incluye todas las variables independientes = 49.886

ZONA: HUELVA
FECHA: MULTITEMPORAL
PARÁMETRO: Clorofila A
Nº PUNTOS
(n): 123

Variables Independientes	Nº de variables independientes	p	RSS	Cp	Cp/p	F	F crítica 95%	F/Fcr	r	R ²	Error estándar de la estimación s
1,2,3,4	4	5	23424.903	5.000	1.000	30.146	2.449	12.312	0.711	0.506	14.090
2	1	2	29303.247	28.611	14.306	74.572	3.919	19.026	0.617	0.381	15.562
1,2	2	3	26660.439	17.299	5.766	46.591	3.072	15.167	0.661	0.437	14.905
2,3	2	3	24258.373	5.199	1.733	57.146	3.072	18.603	0.698	0.487	14.218
2,4	2	3	24718.397	7.516	2.505	54.965	3.072	17.894	0.691	0.477	14.352
1,2,3	3	4	23923.123	5.510	1.377	38.865	2.681	14.497	0.703	0.494	14.179
2,3,4	3	4	23525.145	3.505	0.876	40.193	2.681	14.993	0.709	0.503	14.060
1,2,4	3	4	24420.249	8.014	2.003	37.266	2.681	13.901	0.696	0.484	14.325

p = nº coeficientes de regresión

$Cp = (RSS / S^2) - (n - 2p)$

RSS: suma de cuadrados residual de la ecuación a evaluar

S²: media cuadrática residual de la ecuación que incluye todas las variables independientes = 198.516

1.5. Clorofila b

ZONA: HUELVA
FECHA: 15/06/1993
PARÁMETRO: Clorofila B
Nº PUNTOS (n): 22

Variables Independientes	Nº de variables independientes	p	RSS	Cp	Cp/p	F	F crítica 95%	F/Fcr	r	R ²	Error estándar de la estimación s
1,2,3,4	4	5	39.644	5.000	1.000	12.553	2.965	4.234	0.864	0.747	1.527
3	1	2	49.985	3.434	1.717	42.713	4.351	9.816	0.825	0.681	1.581
1,3	2	3	47.519	4.377	1.459	21.835	3.522	6.200	0.835	0.697	1.581
2,3	2	3	49.835	5.370	1.790	20.379	3.522	5.786	0.826	0.682	1.620
3,4	2	3	44.611	3.130	1.043	23.877	3.522	6.780	0.846	0.715	1.532
1,2,3	3	4	46.857	6.093	1.523	14.070	3.160	4.453	0.837	0.701	1.613
2,3,4	3	4	41.515	3.802	0.951	16.653	3.160	5.270	0.857	0.735	1.519
1,3,4	3	4	39.913	3.115	0.779	17.562	3.160	5.558	0.863	0.745	1.489

p = nº coeficientes de regresión

Cp = (RSS / S²) - (n - 2p)

RSS: suma de cuadrados residual de la ecuación a evaluar

S²: media cuadrática residual de la ecuación que incluye todas las variables independientes = 2.332

ZONA: HUELVA
FECHA: 25/11/1994
PARÁMETRO: Clorofila B
Nº PUNTOS (n): 39

Variables Independientes	Nº de variables independientes	p	RSS	Cp	Cp/p	F	F crítica 95%	F/Fcr	r	R ²	Error estándar de la estimación s
1,2,3,4	4	5	210.544	5.000	1.000	20.117	2.650	7.592	0.838	0.703	2.488
2	1	2	250.763	5.495	2.747	67.590	4.105	16.463	0.804	0.646	2.603
1,2	2	3	229.844	4.117	1.372	37.512	3.259	11.509	0.822	0.676	2.527
2,3	2	3	250.474	7.448	2.483	32.940	3.259	10.106	0.804	0.647	2.638
2,4	2	3	245.050	6.572	2.191	34.068	3.259	10.452	0.809	0.654	2.609
1,2,3	3	4	228.985	5.978	1.495	24.449	2.874	8.506	0.823	0.677	2.558
2,3,4	3	4	243.404	8.306	2.077	22.309	2.874	7.762	0.810	0.657	2.637
1,2,4	3	4	214.765	3.682	0.920	26.840	2.874	9.338	0.835	0.697	2.477

p = nº coeficientes de regresión

Cp = (RSS / S²) - (n - 2p)

RSS: suma de cuadrados residual de la ecuación a evaluar

S²: media cuadrática residual de la ecuación que incluye todas las variables independientes = 6.192

ZONA: HUELVA
FECHA: 09/09/1995
PARÁMETRO: Clorofila B
Nº PUNTOS (n): 34

Variables Independientes	Nº de variables independientes	p	RSS	Cp	Cp/p	F	F crítica 95%	F/Fcr	r	R ²	Error estándar de la estimación s
1,2,3,4	4	5	56.925	5.000	1.000	19.659	2.701	7.277	0.855	0.731	1.401
1	1	2	203.541	73.692	36.846	1.217	4.149	0.293	0.191	0.037	2.522
1,2	2	3	87.314	16.481	5.494	22.007	3.305	6.659	0.766	0.587	1.678
1,3	2	3	107.415	26.721	8.907	14.988	3.305	4.535	0.701	0.492	1.861
1,4	2	3	90.348	18.027	6.009	20.747	3.305	6.278	0.757	0.572	1.707
1,2,3	3	4	87.177	18.411	4.603	14.236	2.922	4.871	0.766	0.587	1.705
1,3,4	3	4	90.285	19.994	4.999	13.402	2.922	4.586	0.757	0.573	1.735
1,2,4	3	4	76.049	12.742	3.186	17.782	2.922	6.085	0.800	0.640	1.592

p = nº coeficientes de regresión

Cp = (RSS / S²) - (n - 2p)

RSS: suma de cuadrados residual de la ecuación a evaluar

S²: media cuadrática residual de la ecuación que incluye todas las variables independientes = 1.963

ZONA: HUELVA
FECHA: 22/05/1996
PARÁMETRO: Clorofila B
Nº PUNTOS (n): 35

Variables Independientes	Nº de variables independientes	p	RSS	Cp	Cp/p	F	F crítica 95%	F/Fcr	r	R ²	Error estándar de la estimación s
1,2,3,4	4	5	203.635	5.000	1.000	6.958	2.690	2.587	0.694	0.481	2.605
3	1	2	244.609	5.036	2.518	19.960	4.139	4.822	0.614	0.377	2.723
1,3	2	3	243.293	6.843	2.281	9.816	3.295	2.980	0.617	0.380	2.757
2,3	2	3	242.094	6.666	2.222	9.944	3.295	3.018	0.619	0.383	2.751
3,4	2	3	233.084	5.339	1.780	10.947	3.295	3.323	0.637	0.406	2.699
1,2,3	3	4	240.204	8.387	2.097	6.554	2.911	2.251	0.623	0.388	2.784
2,3,4	3	4	204.598	3.142	0.785	9.493	2.911	3.261	0.692	0.479	2.569
1,3,4	3	4	232.621	7.270	1.818	7.105	2.911	2.440	0.638	0.407	2.739

p = nº coeficientes de regresión

Cp = $(RSS / S^2) - (n - 2p)$

RSS: suma de cuadrados residual de la ecuación a evaluar

S²: media cuadrática residual de la ecuación que incluye todas las variables independientes = 6.788

ZONA: HUELVA
FECHA: 09/07/1996
PARÁMETRO: Clorofila B
Nº PUNTOS (n): 29

Variables Independientes	Nº de variables independientes	p	RSS	Cp	Cp/p	F	F crítica 95%	F/Fcr	r	R ²	Error estándar de la estimación s
1,2,3,4	4	5	31.931	5.000	1.000	2.060	2.776	0.742	0.506	0.256	1.153
2	1	2	41.430	6.140	3.070	0.954	4.210	0.227	0.185	0.034	1.239
1,2	2	3	40.909	7.747	2.582	0.631	3.369	0.187	0.215	0.046	1.254
2,3	2	3	35.336	3.559	1.186	2.781	3.369	0.825	0.420	0.176	1.166
2,4	2	3	38.718	6.101	2.034	1.402	3.369	0.416	0.312	0.097	1.220
1,2,3	3	4	32.758	3.622	0.905	2.578	2.991	0.862	0.486	0.236	1.145
1,2,4	3	4	36.687	6.574	1.644	1.410	2.991	0.471	0.380	0.145	1.211
2,3,4	3	4	33.924	4.497	1.124	2.204	2.991	0.737	0.457	0.209	1.165

p = nº coeficientes de regresión

Cp = (RSS / S²) - (n - 2p)

RSS: suma de cuadrados residual de la ecuación a evaluar

S²: media cuadrática residual de la ecuación que incluye todas las variables independientes = 1.330

ZONA: HUELVA
FECHA: MULTITEMPORAL
PARÁMETRO: Clorofila B
Nº PUNTOS (n): 130

Variables Independientes	Nº de variables independientes	p	RSS	Cp	Cp/p	F	F crítica 95%	F/Fcr	r	R ²	Error estándar de la estimación s
1,2,3,4	4	5	870.573	5.000	1.000	33.481	2.444	13.698	0.719	0.517	2.639
2	1	2	1105.380	32.714	16.357	80.816	3.915	20.642	0.622	0.387	2.939
1,2	2	3	910.063	6.670	2.223	62.326	3.068	20.318	0.704	0.496	2.677
2,3	2	3	978.196	16.453	5.484	53.561	3.068	17.461	0.676	0.457	2.775
2,4	2	3	954.550	13.058	4.353	56.461	3.068	18.406	0.686	0.471	2.742
1,2,3	3	4	883.202	4.813	1.203	43.754	2.677	16.347	0.714	0.510	2.648
2,3,4	3	4	936.620	12.483	3.121	38.863	2.677	14.520	0.693	0.480	2.726
1,2,4	3	4	876.404	3.837	0.959	44.419	2.677	16.596	0.717	0.514	2.637

p = nº coeficientes de regresión

$Cp = (RSS / S^2) - (n - 2p)$

RSS: suma de cuadrados residual de la ecuación a evaluar

S^2 : media cuadrática residual de la ecuación que incluye todas las variables independientes = 6.965

Anexo 1.6. Clorofila c

ZONA: HUELVA
FECHA: 15/06/1993
PARÁMETRO: Clorofila C
Nº PUNTOS (n): 22

Variables Independientes	Nº de variables independientes	p	RSS	Cp	Cp/p	F	F crítica 95%	F/Fcr	r	R ²	Error estándar de la estimación s
1,2,3,4	4	5	129.046	5.000	1.000	4.911	2.965	1.656	0.732	0.536	2.755
3	1	2	200.352	8.393	4.197	7.767	4.351	1.785	0.529	0.280	3.165
1,3	2	3	162.939	5.465	1.822	6.718	3.522	1.907	0.644	0.414	2.928
2,3	2	3	146.283	3.271	1.090	8.564	3.522	2.432	0.689	0.474	2.775
3,4	2	3	200.312	10.388	3.463	3.692	3.522	1.048	0.529	0.280	3.247
1,2,3	3	4	143.006	4.839	1.210	5.670	3.160	1.795	0.697	0.486	2.819
2,3,4	3	4	130.781	3.228	0.807	6.761	3.160	2.140	0.728	0.530	2.695
1,3,4	3	4	161.369	7.258	1.815	4.342	3.160	1.374	0.648	0.420	2.994

p = nº coeficientes de regresión

Cp = (RSS / S²) - (n - 2p)

RSS: suma de cuadrados residual de la ecuación a evaluar

S²: media cuadrática residual de la ecuación que incluye todas las variables independientes = 7.591

ZONA: HUELVA
FECHA: 25/11/1994
PARÁMETRO: Clorofila C
Nº PUNTOS (n): 39

Variables Independientes	Nº de variables independientes	p	RSS	Cp	Cp/p	F	F crítica 95%	F/Fcr	r	R ²	Error estándar de la estimación s
1,2,3,4	4	5	698.611	5.000	1.000	3.168	2.650	1.196	0.521	0.272	4.533
1	1	2	925.727	10.053	5.027	1.330	4.105	0.324	0.186	0.035	5.002
1,2	2	3	821.824	6.997	2.332	3.005	3.259	0.922	0.378	0.143	4.778
1,3	2	3	777.428	4.836	1.612	4.204	3.259	1.290	0.435	0.189	4.647
1,4	2	3	748.230	3.415	1.138	5.071	3.259	1.556	0.469	0.220	4.559
1,2,3	3	4	776.807	6.806	1.701	2.736	2.874	0.952	0.436	0.190	4.711
1,3,4	3	4	711.807	3.642	0.911	4.052	2.874	1.410	0.508	0.258	4.510
1,2,4	3	4	698.920	3.015	0.754	4.342	2.874	1.511	0.521	0.271	4.469

p = nº coeficientes de regresión

Cp = (RSS / S²) - (n - 2p)

RSS: suma de cuadrados residual de la ecuación a evaluar

S²: media cuadrática residual de la ecuación que incluye todas las variables independientes = 20.547

ZONA: HUELVA
FECHA: 09/09/1995
PARÁMETRO: Clorofila C
Nº PUNTOS (n): 34

Variables Independientes	Nº de variables independientes	p	RSS	Cp	Cp/p	F	F crítica 95%	F/Fcr	r	R ²	Error estándar de la estimación s
1,2,3,4	4	5	81.013	5.000	1.000	6.491	2.701	2.403	0.687	0.472	1.671
1	1	2	152.891	24.730	12.365	0.136	4.149	0.033	0.065	0.004	2.186
1,2	2	3	85.741	2.693	0.898	12.257	3.305	3.709	0.665	0.442	1.663
1,3	2	3	96.286	6.468	2.156	9.217	3.305	2.789	0.611	0.373	1.762
1,4	2	3	98.513	7.265	2.422	8.658	3.305	2.620	0.599	0.358	1.783
1,2,3	3	4	85.732	4.689	1.172	7.909	2.922	2.707	0.665	0.442	1.690
1,3,4	3	4	94.720	7.907	1.977	6.210	2.922	2.125	0.619	0.383	1.777
1,2,4	3	4	83.883	4.028	1.007	8.304	2.922	2.842	0.674	0.454	1.672

p = nº coeficientes de regresión

Cp = (RSS / S²) - (n - 2p)

RSS: suma de cuadrados residual de la ecuación a evaluar

S²: media cuadrática residual de la ecuación que incluye todas las variables independientes = 2.794

ZONA: HUELVA
FECHA: 22/05/1996
PARÁMETRO: Clorofila C
Nº PUNTOS (n): 35

Variables Independientes	Nº de variables independientes	p	RSS	Cp	Cp/p	F	F crítica 95%	F/Fcr	r	R ²	Error estándar de la estimación s
1,2,3,4	4	5	540.256	5.000	1.000	2.631	2.690	0.978	0.510	0.260	4.244
3	1	2	653.377	5.282	2.641	3.858	4.139	0.932	0.324	0.105	4.450
1,3	2	3	633.679	6.188	2.063	2.426	3.295	0.736	0.363	0.132	4.450
2,3	2	3	606.544	4.681	1.560	3.250	3.295	0.987	0.411	0.169	4.354
3,4	2	3	653.377	7.282	2.427	1.871	3.295	0.568	0.324	0.105	4.519
1,2,3	3	4	577.084	5.045	1.261	2.734	2.911	0.939	0.457	0.209	4.315
2,3,4	3	4	565.467	4.400	1.100	3.002	2.911	1.031	0.474	0.225	4.271
1,3,4	3	4	633.260	8.164	2.041	1.575	2.911	0.541	0.364	0.132	4.520

p = nº coeficientes de regresión

Cp = (RSS / S²) - (n - 2p)

RSS: suma de cuadrados residual de la ecuación a evaluar

S²: media cuadrática residual de la ecuación que incluye todas las variables independientes = 18.009

ZONA: HUELVA
FECHA: 09/07/1996
PARÁMETRO: Clorofila C
Nº PUNTOS (n): 29

Variables Independientes	Nº de variables independientes	p	RSS	Cp	Cp/p	F	F crítica 95%	F/Fcr	r	R ²	Error estándar de la estimación s
1,2,3,4	4	5	135.184	5.000	1.000	0.743	2.776	0.268	0.332	0.110	2.373
2	1	2	151.799	1.950	0.975	0.022	4.210	0.005	0.029	0.001	2.371
1,2	2	3	149.629	3.564	1.188	0.199	3.369	0.059	0.123	0.015	2.399
2,3	2	3	143.335	2.447	0.816	0.779	3.369	0.231	0.238	0.057	2.348
2,4	2	3	148.599	3.381	1.127	0.291	3.369	0.086	0.148	0.022	2.391
1,2,3	3	4	136.837	3.293	0.823	0.919	2.991	0.307	0.315	0.099	2.340
1,2,4	3	4	143.363	4.452	1.113	0.498	2.991	0.166	0.237	0.056	2.395
2,3,4	3	4	140.339	3.915	0.979	0.688	2.991	0.230	0.276	0.076	2.369

p = nº coeficientes de regresión

Cp = (RSS / S²) - (n - 2p)

RSS: suma de cuadrados residual de la ecuación a evaluar

S²: media cuadrática residual de la ecuación que incluye todas las variables independientes = 5.633

ZONA: HUELVA
FECHA: MULTIEMPORAL
PARÁMETRO: Clorofila C
Nº PUNTOS (n): 125

Variables Independientes	Nº de variables independientes	p	RSS	Cp	Cp/p	F	F crítica 95%	F/Fcr	r	R ²	error estándar de la estimación s
1,2,3,4	4	5	1090.420	5.000	1.000	8.284	2.447	3.385	0.465	0.216	3.014
2	1	2	1191.347	10.107	5.053	20.668	3.918	5.275	0.379	0.144	3.112
1,2	2	3	1106.584	2.779	0.926	15.708	3.071	5.116	0.453	0.205	3.012
2,3	2	3	1141.255	6.594	2.198	13.377	3.071	4.357	0.424	0.180	3.059
2,4	2	3	1123.331	4.622	1.541	14.564	3.071	4.743	0.439	0.193	3.034
1,2,3	3	4	1098.009	3.835	0.959	10.782	2.680	4.024	0.459	0.211	3.012
1,2,4	3	4	1091.424	3.110	0.778	11.091	2.680	4.139	0.464	0.215	3.003
2,3,4	3	4	1118.499	6.090	1.523	9.846	2.680	3.674	0.443	0.196	3.040

p = nº coeficientes de regresión

Cp = (RSS / S²) - (n - 2p)

RSS es la suma de cuadrados residual de la ecuación a evaluar

S² es la media cuadrática residual de la ecuación que incluye todas las variables independientes = 9.087

ZONA: HUELVA
FECHA: 10/10/1989
PARÁMETRO: Cinc
Nº PUNTOS
(n): 26

Variables Independientes	Nº de variables independientes	p	RSS	Cp	Cp/p	F	F crítica 95%	F/Fcr	r	R ²	Error estándar de la estimación s
1,2,3,4	4	5	4828,000	22029,662	4405,932	12,266	2,840	4,319	0,831	0,691	0,468
1	1	2	15,400	48,320	24,160	0,317	4,260	0,074	0,112	0,013	0,785
1,2	2	3	8,335	18,059	6,020	10,452	3,422	3,054	0,682	0,465	0,589
1,3	2	3	9,841	24,936	8,312	7,016	3,422	2,050	0,607	0,368	0,640
1,4	2	3	7,611	14,753	4,918	12,587	3,422	3,678	0,716	0,513	0,563
1,2,3	3	4	8,282	19,817	4,954	6,769	3,049	2,220	0,685	0,469	0,600
1,2,4	3	4	5,210	5,790	1,447	15,281	3,049	5,012	0,816	0,666	0,476
1,3,4	3	4	6,880	13,416	3,354	9,713	3,049	3,186	0,748	0,560	0,547

p = nº coeficientes de regresión

Cp = (RSS / S²) - (n - 2p)

RSS: suma de cuadrados residual de la ecuación a evaluar

S²: media cuadrática residual de la ecuación que incluye todas las variables independientes = 0,219

ZONA: HUELVA
FECHA: 10/10/1989
PARÁMETRO: Manganeso
Nº PUNTOS (n): 26

Variables Independientes	Nº de variables independientes	p	RSS	Cp	Cp/p	F	F crítica 95%	F/Fcr	r	R ²	Error estándar de la estimación s
1,2,3,4	4	5	0,257	5,417	1,083	12,944	2,840	2,840	0,838	0,702	0,108
4	1	2	0,536	22,667	11,333	15,220	4,260	4,260	0,615	0,378	0,146
1,4	2	3	0,392	12,667	4,222	14,379	3,422	3,422	0,738	0,545	0,128
2,4	2	3	0,532	24,333	8,111	7,466	3,422	3,422	0,619	0,383	0,149
3,4	2	3	0,519	23,250	7,750	7,935	3,422	3,422	0,631	0,398	0,147
1,2,4	3	4	0,303	7,250	1,813	14,189	3,049	3,049	0,806	0,650	0,115
1,3,4	3	4	0,381	13,750	3,438	9,710	3,049	3,049	0,748	0,560	0,129
2,3,4	3	4	0,458	20,167	5,042	8,670	3,049	3,049	0,728	0,530	0,133

p = nº coeficientes de regresión

Cp = (RSS / S²) - (n - 2p)

RSS: suma de cuadrados residual de la ecuación a evaluar

S²: media cuadrática residual de la ecuación que incluye todas las variables independientes = 0,012

Anexo 2: Mejores modelos para cada parámetro de calidad del agua

Anexo 2.1. Turbidez

Fecha	Rango (min-máx.) UT	Criterios de selección					Mejor modelo
		Cp/p	F/Fcr	R ²	Error estándar (% del rango)	Variables independientes (Bandas)	
15-06-93	29 (4.50-33.50)	0.189	19.18	0.807	3.15 (10.86%)	2	-1.354 + 470.488 * B2
25-11-94	24.95 (0.05-25.00)	0.443	19.01	0.775	2.27 (9.10%)	1 y 2	-2.103 - 150.243 * B1 + 146.348 * B2
09-09-95	38.3 (1.40-39.70)	0.773	9.10	0.727	5.41 (14.12%)	1, 3 y 4	-3.292 - 554.515 * B1 + 515.835 * B3 + 509.712 * B4
22-05-96	23.9 (2.10-26.00)	0.821	5.51	0.600	3.17 (13.26%)	1, 3 y 4	6.916 - 714.886 * B1 + 1038.615 * B3 - 412.302 * B4
09-07-96	29 (5.60-34.60)	0.781	0.42*	0.130	6.84 (23.59%)	2, 3, 4	19.517 + 955.103 * B2 - 2008.226 * B3 + 1146.095 * B4
MULTITEMPORAL	39.65 (0.05-39.70)	0.840	40.61	0.728	4.17 (10.51%)	1, 2 y 3	-39.064 + 0.163 * B1 - 0.138*B2 + 0.840*B3

*Este modelo no cumple este requisito, pero ningún otro cumple todas las condiciones.

Anexo 2.2. Transparencia

Fecha	Rango (min-máx.) m	Criterios de selección					Mejor modelo
		Cp/p	F/Fcr	R ²	Error estándar (% del rango)	Variables independientes (Bandas)	
15-06-93	4.25 (0.5 – 4.75)	0.921	10.26	0.792	0.622 (14.60%)	1 y 3	$4.186 + 288.162 * B1 - 281.082 * B3$

Anexo 2.3. Sólidos en suspensión

Fecha	Rango (min-máx.) mg/l	Criterios de selección					Mejor modelo
		Cp/p	F/Fcr	R ²	Error estándar (% del rango)	Variables independientes (Bandas)	
10-10-89	66.50 (13.60-80.10)	1.187*	4.47	0.559	11.00 (16.54%)	1 y 4	5.200 – 403.513 * B1 + 1172.953 * B4
15-06-93	43.7 (15.20-58.90)	0.600	2.40*	0.343	10.51 (24.05%)	3	7.671 + 917.803 * B3
25-11-94	37.20 (18.30-55-50)	0.813	8.02	0.664	4.44 (11.94%)	1, 3 y 4	27.968 – 356.096 * B1 + 590.690 * B3 – 292.793 * B4
09-09-95	67.00 (9.10-76.10)	0.063	8.40	0.521	10.39 (15.51%)	3	3.607 + 833.199 * B3
22-05-96	14.10 (16.60-30.70)	0.548	3.13*	0.282	2.73 (19.36%)	1	14.946 + 588.118 * B1
09-07-96	13.10 (15.30-28.40)	0.837	0.48*	0.148	3.78 (28.85%)	2, 3 y 4	22.740 + 544.630 * B2 – 1075.917 * B3 + 532.867 * B4
MULTITEMPORAL	71 (9.10-80.10)	0.576	21.64	0.473	7.41 (10.44)	1 y 3	126.464 – 1.781 * B1 + 1.515 * B3

*Este modelo no cumple este requisito, pero ningún otro cumple todas las condiciones.

Anexo 2.4. Clorofila a

Fecha	Rango (min-máx.) ppb	Criterios de selección					Mejor modelo
		Cp/p	F/Fcr	R ²	Error estándar (% del rango)	Variables independientes (Bandas)	
15-06-93	30.90 (1.20-32-10)	0.350	6.25	0.710	6.37 (20.61%)	3 y 4	-4.748 + 2763.178 * B3 – 1478.811 * B4
25-11-94	102.95* 75.85 (2.05-105.0*) (2.05-77.9)	0.874	5.72	0.593	14.05 (18.52%)	1, 2 y 4	3.365 – 1397.657 * B1 + 610.321 * B2 + 775.764 * B4
09-09-95	36.80 (1.80-38.60)	1	5.25	0.661	7.20 (19.56%)	1, 2, 3 y 4	-12.146 -1925.167 * B1 + 1395.236 * B2 – 1272.294 * B3 + 1930.773 * B4
22-05-96	91.50 (1.50-93.00)	1	1.47**	0.338	18.30 (20%)	1, 2, 3 y 4	17.718 – 1938.205 * B1 – 2111.344 * B2 + 7363.532 * B3 – 1993.856 * B4
09-07-96	219.99* 29.02 (1.03-221.02*) (1.03-30.05)	0.957	0.49**	0.155	7.04 (24.26%)	2, 3 y 4	17.676 + 988.187 * B2 – 2053.803 * B3 + 1031.125 * B4
MULTITEMPORAL	103.8* 91.8 (1.20-105.0*) (1.20 – 93.0)	0.876	14.99	0.503	14.06 (15.31%)	2, 3 y 4	-57.352 + 1.918 * B2 – 1.093 * B3 - 0.571 * B4

*Valor poco fiable. Posible error de análisis. Muy alejado de los valores de las muestras cercanas. En el análisis de regresión se detecta claramente como un outlier.

** Este modelo no cumple este requisito, pero ningún otro cumple todas las condiciones.

Anexo 2.5. Clorofila b

Fecha	Rango (min-máx.) ppb	Criterios de selección					Mejor modelo
		Cp/p	F/Fcr	R ²	Error estándar (% del rango)	Variables independientes (Bandas)	
15-06-93	8.00 (0.00-8.00)	0.779	5.56	0.745	1.49 (18.62%)	1, 3 y 4	-0.320 – 344.316 * B1 + 653.930 * B3 – 240.253 * B4
25-11-94	16.63 (0.17-16.80)	0.920	9.34	0.697	2.48 (14.91%)	1, 2 y 4	-1.050 – 208.351 * B1 + 124.833 * B2 + 109.585 * B4
09-09-95	7.20 (0.30-7.50)	1	7.28	0.731	1.40 (19.44%)	1, 2, 3 y 4	-3.004 – 452.777 * B1 + 340.015 * B2 – 301.589 * B3 + 429.196 * B4
22-05-96	74.62* 12.12 (0.38-75.00*) (0.28-12.50)	0.785	3.26**	0.479	2.57 (21.20%)	2, 3 y 4	0.655 – 368.327 * B2 + 1320.520 * B3 – 617.320 * B4
09-07-96	4.41 (0.21-4.62)	0.905	0.86**	0.236	1.14 (25.85%)	1, 2 y 3	2.823 – 244.077 * B1 + 283.630 * B2 – 229.587 * B3
MULTITEMPORAL	75.00* 16.80 (0.00 - 75.00*) (0.00 – 16.80)	0.959	16.60	0.514	2.63 (15.65%)	1, 2 y 4	6.337 – 0.252 * B1 + 0.325 * B2 – 0.105 * B4

*Valor poco fiable. Posible error de análisis. Muy alejado de los valores de las muestras cercanas. En el análisis de regresión se detecta claramente como un outlier.

** Este modelo no cumple este requisito, pero ningún otro cumple todas las condiciones.

Anexo 2.6. Clorofila c

Fecha	Rango (min-máx.) ppb	Criterios de selección					Mejor modelo
		Cp/p	F/Fcr	R ²	Error estándar (% del rango)	Variables independientes (Bandas)	
15-06-93	16.10 (0.90-17.00)	0.807	2.14**	0.530	2.70 (16.77%)	2, 3 y 4	-2.757 – 816.302 * B2 + 1879.869 * B3 – 383.513 * B4
25-11-94	20.74 (0.46-21.20)	0.754	1.51**	0.271	4.47 (21.55%)	1, 2 y 4	3.996 - 394.356 * B1 + 84.276 * B2 + 312.855 * B4
09-09-95	8.40 (0.10-8.50)	0.898	3.71**	0.442	1.66 (19.76%)	1 y 2	0.583 – 336.452 * B1 + 179.585 * B2
22-05-96	36.10* 20.3 (0.00-36.10*) (0.00-20.3)	1	0.98**	0.260	4.24 (20.89%)	1, 2, 3 y 4	4.742 – 380.655 * B1 – 668.734 * B2 + 1917.507 * B3 – 615.107 * B4
09-07-96	9.93 (1.12-11.05)	0.823	0.31**	0.099	2.34 (23.56%)	1, 2 y 3	4.458 – 387.571 * B1+ 448.721 * B2 – 287.626 * B3
MULTITEMPORAL	36.1* 21.20 (0.00 – 36.1*) (0.00 - 21.10)	0.778	4.14	0.215	3.00 (14.15%)	1, 2 y 4	7.982 – 0.168 * B1 + 0.193 * B2 – 0.073 * B4

*Valor poco fiable. Posible error de análisis. Muy alejado de los valores de las muestras cercanas. En el análisis de regresión se detecta claramente como un outlier.

** Este modelo no cumple este requisito, pero ningún otro cumple todas las condiciones.

Cinc

Fecha	Rango (min-máx.) Mg/l	Criterios de selección					Mejor modelo
		Cp/p	F/Fcr	R ²	Error estándar (% del rango)	Variables independientes (Bandas)	
10-10-89	2.2 (0.023 – 2.223)	1.447*	5.012	0.666	0.476 (21.64%)	1, 2 y 4	-0.376 – 75.567 * B1 + 28.878 * B2 + 55.261 * B4

* Este modelo no cumple este requisito, pero ningún otro cumple todas las condiciones

Manganeso

Fecha	Rango (min-máx.) m	Criterios de selección					Mejor modelo
		Cp/p	F/Fcr	R ²	Error estándar (% del rango)	Variables independientes (Bandas)	
10-10-89	0.481 (0.001 – 0.482)	11.333*	4.260	0.378	0.146 (30.35%)	4	-0.058 + 7.427 * B4

* Este modelo no cumple este requisito, pero ningún otro cumple todas las condiciones

Anexo 3: Matrices de correlación entre los parámetros de calidad del agua en las diferentes campañas de muestreo

10-10-1989

	Sólidos en suspensión (mg/l)	Cu (mg/l)	Fe (mg/l)	Ni (mg/l)	Zn (mg/l)	Mn (mg/l)
Sólidos en suspensión	1	0.270	0.389*	0.767**	0.573**	0.752**
Cu	0.270	1	0.204	0.477*	0.509**	0.370
Fe	0.389*	0.204	1	0.653**	0.573**	0.608**
Ni	0.767**	0.477*	0.653**	1	0.923**	0.936**
Zn	0.573**	0.509**	0.573**	0.923**	1	0.880
Mn	0.752**	0.370	0.608**	0.936**	0.880**	1

15-06-1993

	Turbidez (UT)	Sólidos en suspensión (mg/l)	Clorofila a (ppb)	Clorofila b (ppb)	Clorofila c (ppb)
Turbidez	1	0.609**	0.525*	0.907**	0.618**
Sólidos en suspensión	0.609**	1	0.217	0.516*	0.485*
Clorofila a	0.525*	0.217	1	0.715**	0.747**
Clorofila b	0.907**	0.516*	0.715**	1	0.717**
Clorofila c	0.618**	0.485*	0.747**	0.717**	1

	SS (mg/l)	C a (ppb)	C b (ppb)	C c (ppb)	As (ppb)	Hg (ppb)	Fe (ppm)	Zn (ppm)	Cu (ppm)	Mn (ppm)	Cd (ppb)
Sólidos en suspensión	1	0.22	0.52*	0.48*	0.54	0.53	0.27	0.54	0.58*	0.54	0.59*
Clorofila a	0.22	1	0.72**	0.75**	0.83**	0.73**	0.79**	0.90**	0.79**	0.88**	0.80**
Clorofila b	0.52*	0.72**	1	0.72**	0.92**	0.59*	0.88**	0.93**	0.88**	0.86**	0.72**
Clorofila c	0.48*	0.75**	0.72**	1	0.59*	0.70**	0.47	0.67*	0.53	0.64*	0.66*
Arsénico	0.54	0.83**	0.92**	0.59*	1	0.60*	0.84**	0.96**	0.93**	0.92**	0.74**
Mercurio	0.53	0.73**	0.59*	0.70**	0.60*	1	0.46	0.73**	0.64*	0.83**	0.90**
Hierro	0.27	0.79**	0.88**	0.45	0.84**	0.46	1	0.83**	0.79**	0.79**	0.59*
Cinc	0.54	0.90**	0.93**	0.67*	0.96**	0.73**	0.83**	1	0.95**	0.97**	0.88**
Cobre	0.58*	0.79**	0.88**	0.53	0.93**	0.64*	0.79**	0.95**	1	0.90**	0.77**
Manganeso	0.54	0.88**	0.86**	0.64*	0.92**	0.83**	0.79**	0.97**	0.90**	1	0.91**
Cadmio	0.59*	0.80**	0.73**	0.66*	0.74**	0.90**	0.59**	0.88**	0.77**	0.91**	1

25-11-1994

	Turbidez (UT)	Sólidos en suspensión (ppm)	Clorofila a (ppb)	Clorofila b (ppb)	Clorofila c (ppb)
Turbidez	1	0.713**	0.828**	0.907**	0.471**
Sólidos en suspensión	0.713**	1	0.586**	0.678**	0.287
Clorofila a	0.828**	0.586**	1	0.960**	0.760*
Clorofila b	0.907**	0.678**	0.960**	1	0.649**
Clorofila c	0.471**	0.287	0.760**	0.649**	1

09-09-1995

	Turbidez (UT)	Sólidos en suspensión (ppm)	Clorofila a (ppb)	Clorofila b (ppb)	Clorofila c (ppb)
Turbidez	1	0.866**	0.350	0.473**	0.445**
Sólidos en suspensión	0.866**	1	0.003	0.149	0.170
Clorofila a	0.350*	0.003	1	0.958**	0.775
Clorofila b	0.473**	0.149	0.958**	1	0.787
Clorofila c	0.445**	0.170	0.775	0.787**	1

22-05-1996

	Turbidez (UT)	Sólidos en suspensión (ppm)	Clorofila a (ppb)	Clorofila b (ppb)	Clorofila c (ppb)
Turbidez	1	0.309	0.730**	-0.109	0.414*
Sólidos en suspensión	0.309	1	0.418*	0.123	0.209
Clorofila a	0.730**	0.418*	1	-0.073	0.656**
Clorofila b	-0.109	0.123	-0.073	1	-0.054
Clorofila c	0.414*	0.209	0.656**	-0.054	1

09-07-1996

	Turbidez (UT)	Sólidos en suspensión (ppm)	Clorofila a (ppb)	Clorofila b (ppb)	Clorofila c (ppb)
Turbidez	1	0.617**	0.790**	0.720**	0.520**
Sólidos en suspensión	0.617**	1	0.496**	0.490**	0.265
Clorofila a	0.790**	0.496**	1	0.873**	0.772**
Clorofila b	0.720**	0.490**	0.873**	1	0.845**
Clorofila c	0.520**	0.265	0.772**	0.845**	1

*La correlación es significativa en el nivel 0.5 (2 colas)

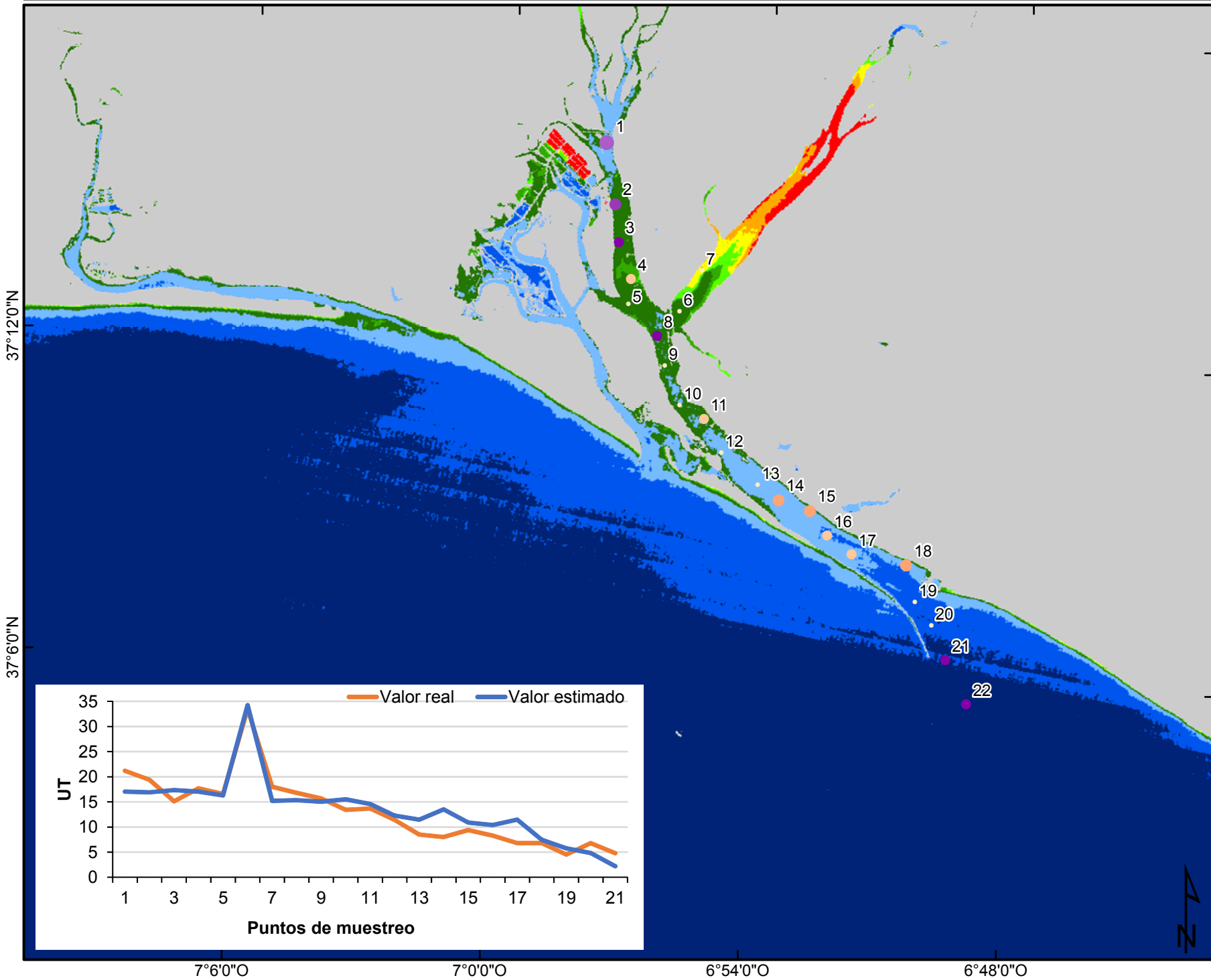
** La correlación es significativa en el nivel 0.01 (2 colas)

Anexo 4. Cartografía de los parámetros de calidad del agua

Anexo 4.1. Turbidez

Turbidez

15-06-1993

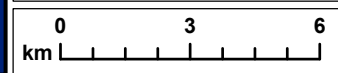
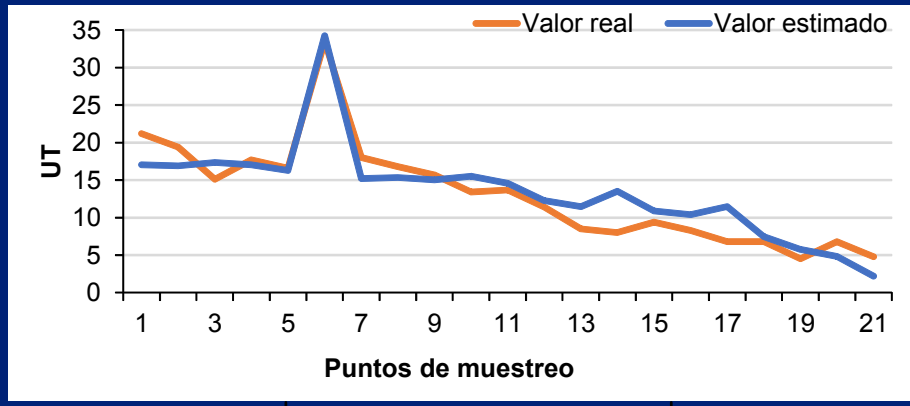


Residuo (% del rango)

- <-10,0
- 9,9 - -5,0
- 4,9 - 5,0
- 5,1 - 10,0
- 10,1 - 20,0
- > 20

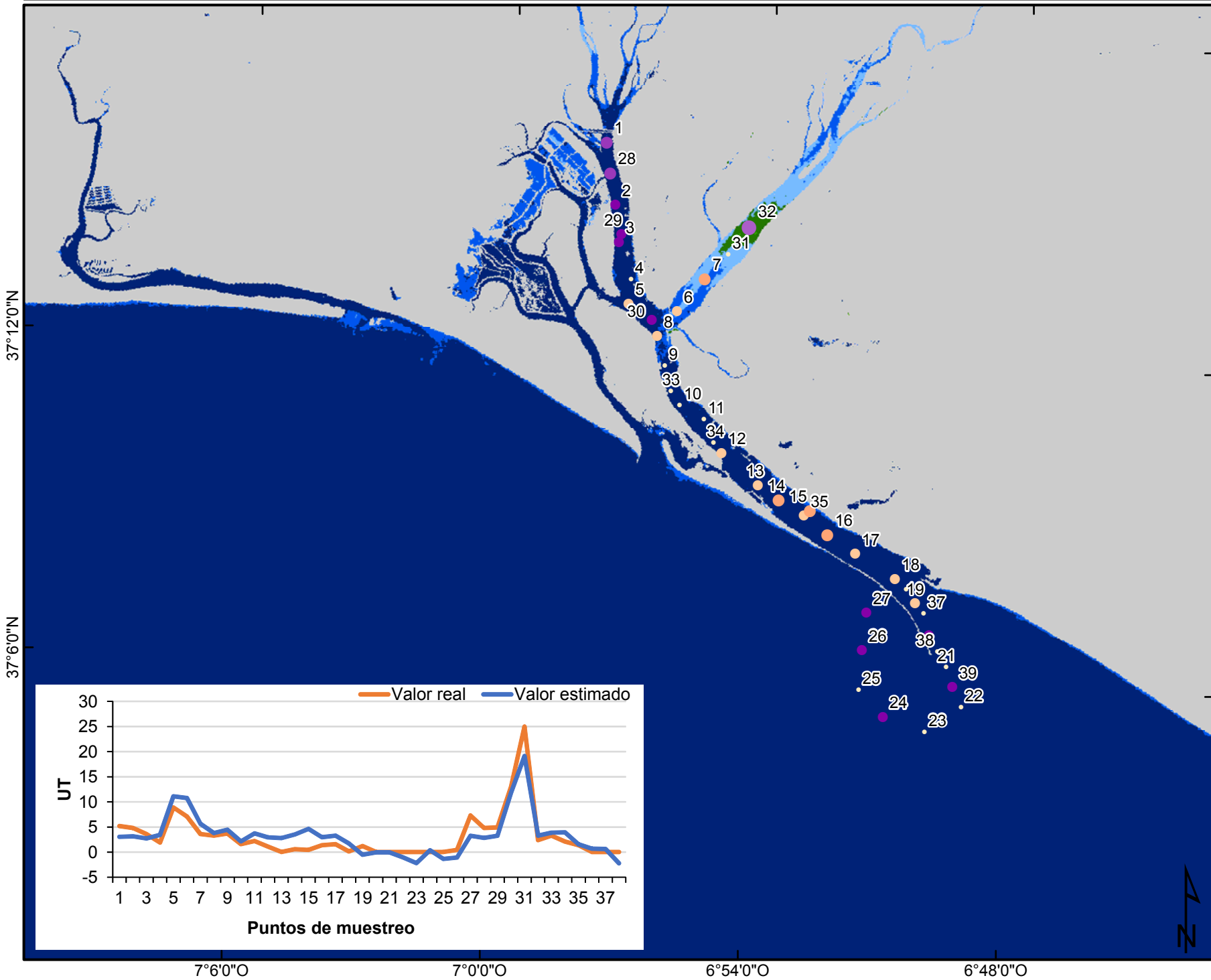
UT

- < 5
- 5 < 10
- 10 < 15
- 15 < 20
- 20 < 25
- 25 < 30
- 30 < 35
- 35 < 40
- >= 40



Turbidez

25-11-1994

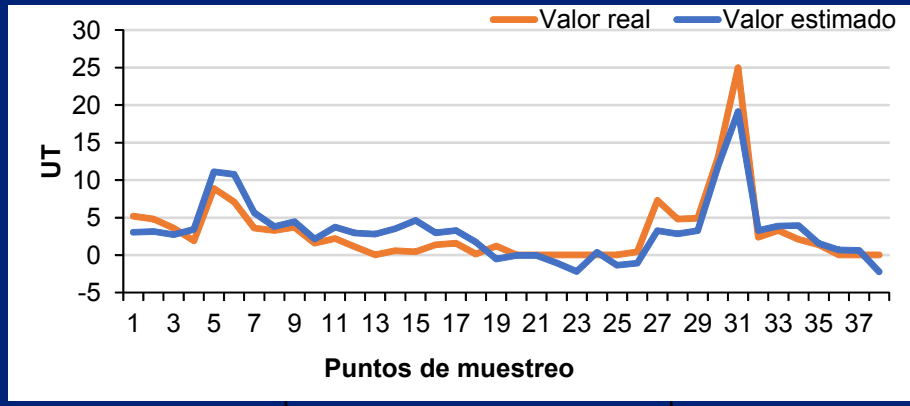


Residuo (% del rango)

- <-10,0
- 9,9 - -5,0
- 4,9 - 5,0
- 5,1 - 10,0
- 10,1 - 20,0
- > 20

UT

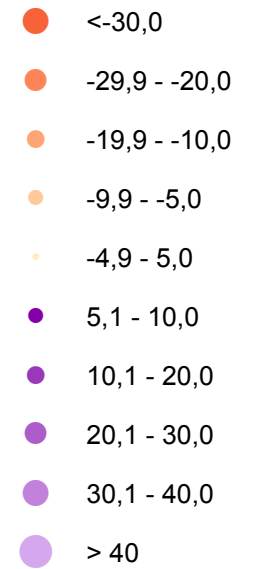
- < 5
- 5 < 10
- 10 < 15
- 15 < 20
- 20 < 25
- 25 < 30
- 30 < 35
- 35 < 40
- >= 40



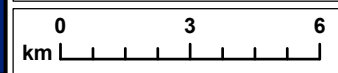
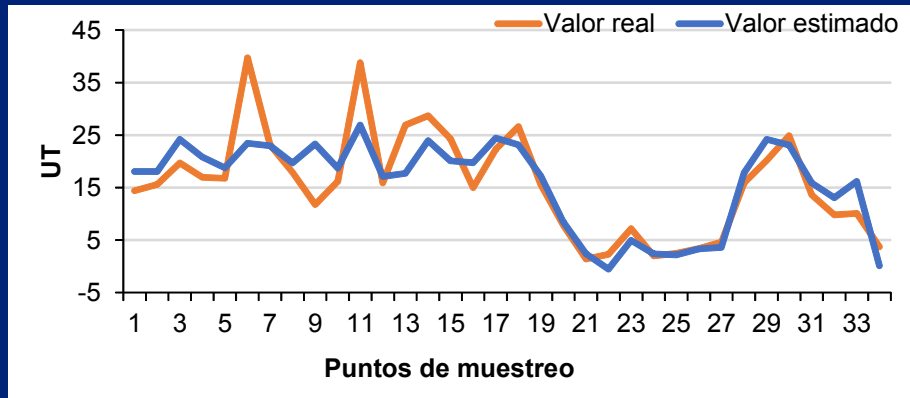
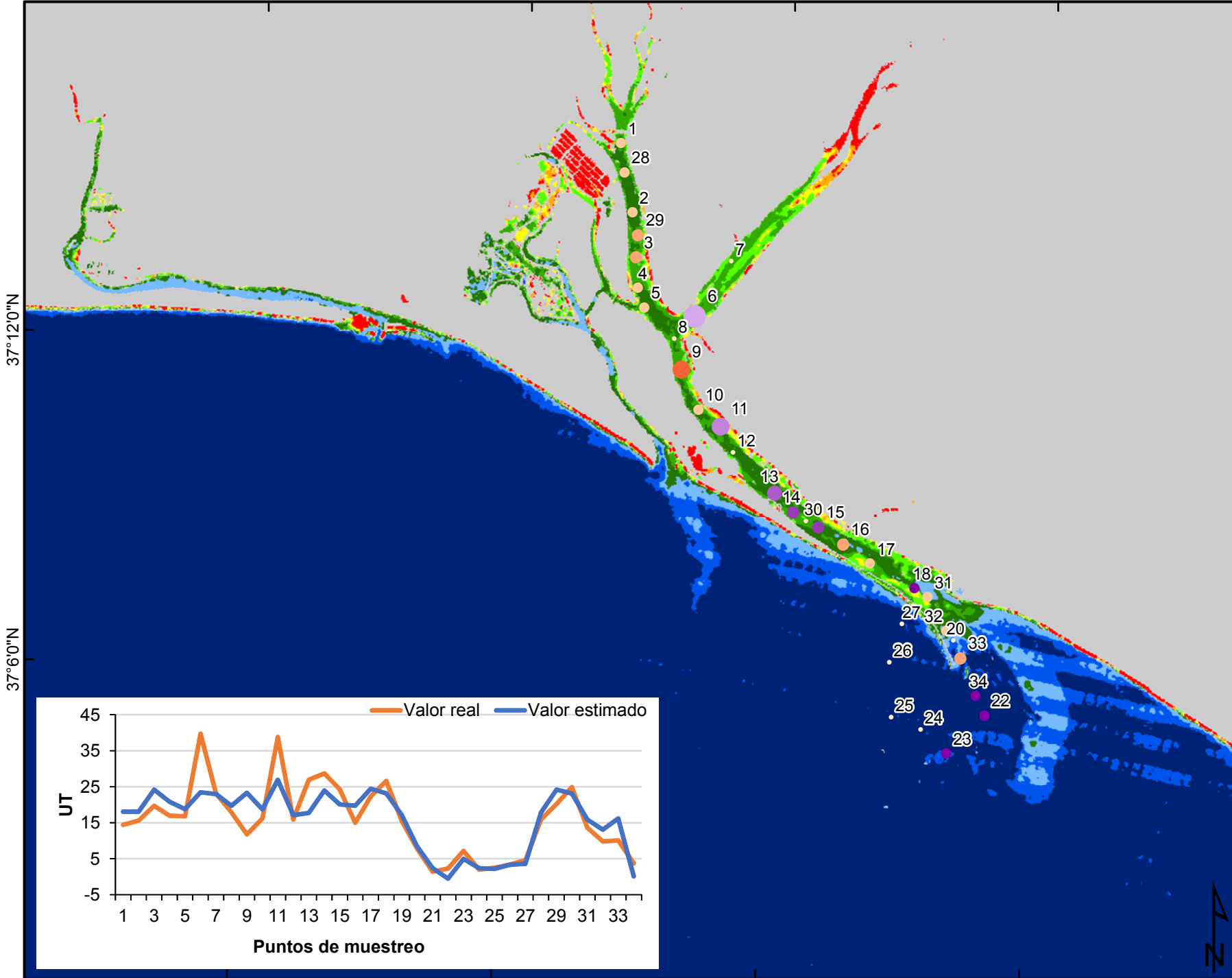
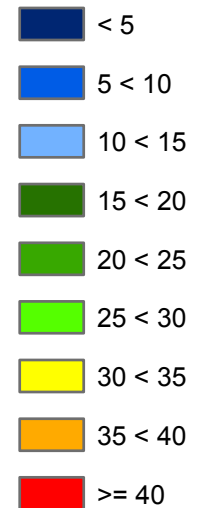
Turbidez

09-09-1995

Residuo (% del rango)



UT



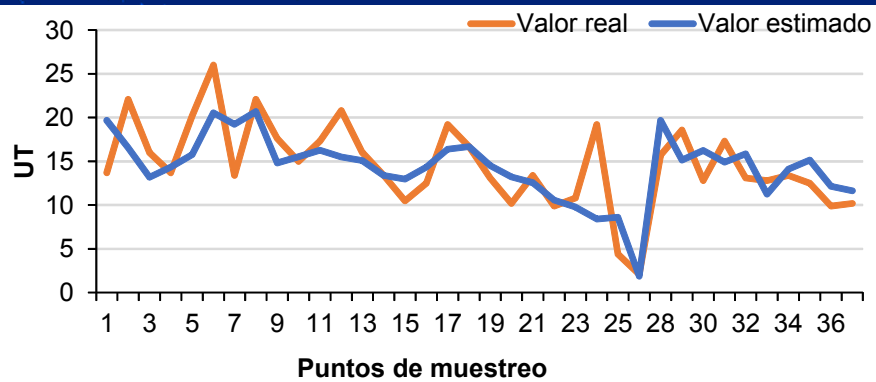
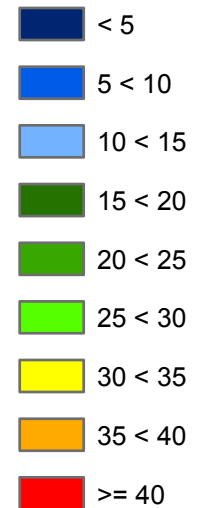
Turbidez

22-05-1996

Residuo (% del rango)



UT



37°12'0"N

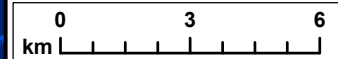
37°6'0"N

7°6'0"O

7°0'0"O

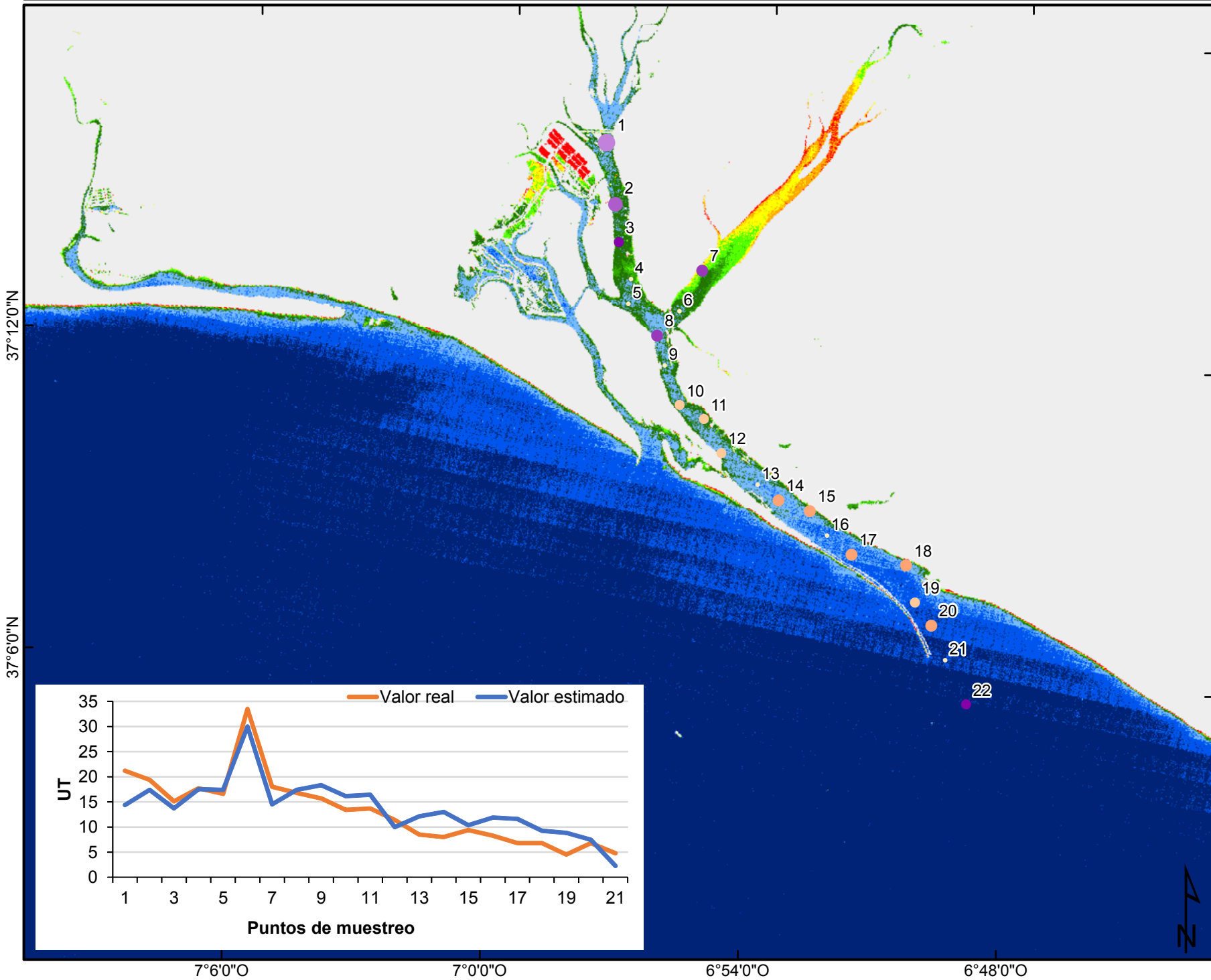
6°54'0"O

6°48'0"O



Turbidez calculada con el mejor modelo multitemporal

15-06-1993

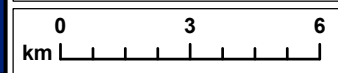


Residuo (% del rango)

- < -10,0
- -9,9 - -5,0
- -4,9 - 5,0
- 5,1 - 10,0
- 10,1 - 20,0
- 20,1 - 30,0
- > 30

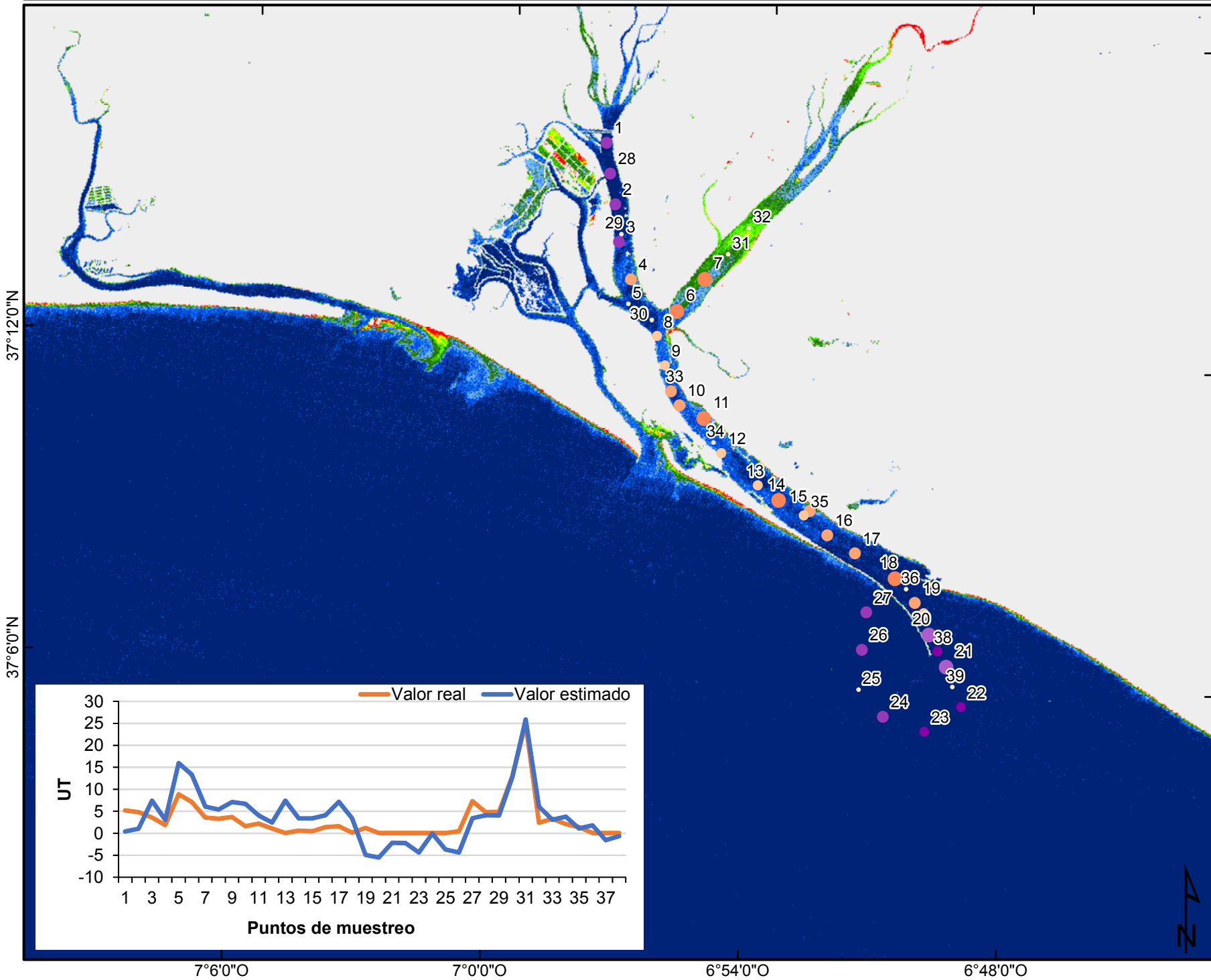
UT

- < 5
- 5 - 10
- 10 - 15
- 15 - 20
- 20 - 25
- 25 - 30
- 30 - 35
- 35 - 40
- > 40



Turbidez calculada con el mejor modelo multitemporal

25-11-1994

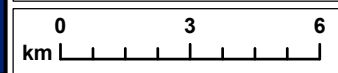
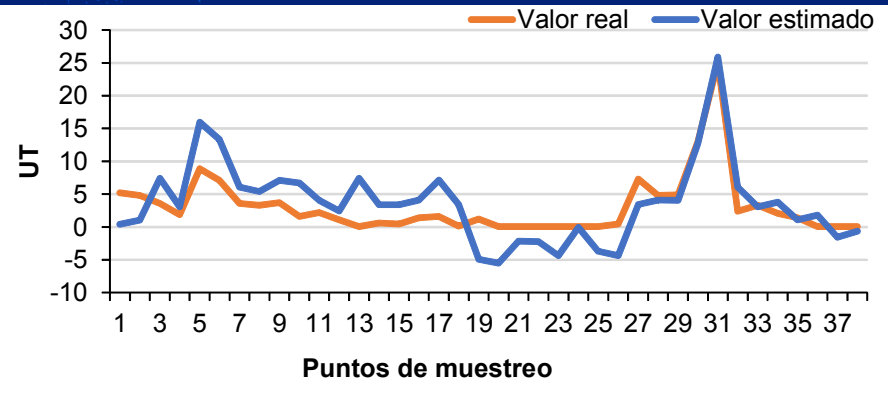


Residuo (% del rango)

- <math>< -20,0</math>
- $-19,9 - -10,0$
- $-9,9 - -5,0$
- $-4,9 - 5,0$
- $5,1 - 10,0$
- $10,1 - 20,0$
- > 20

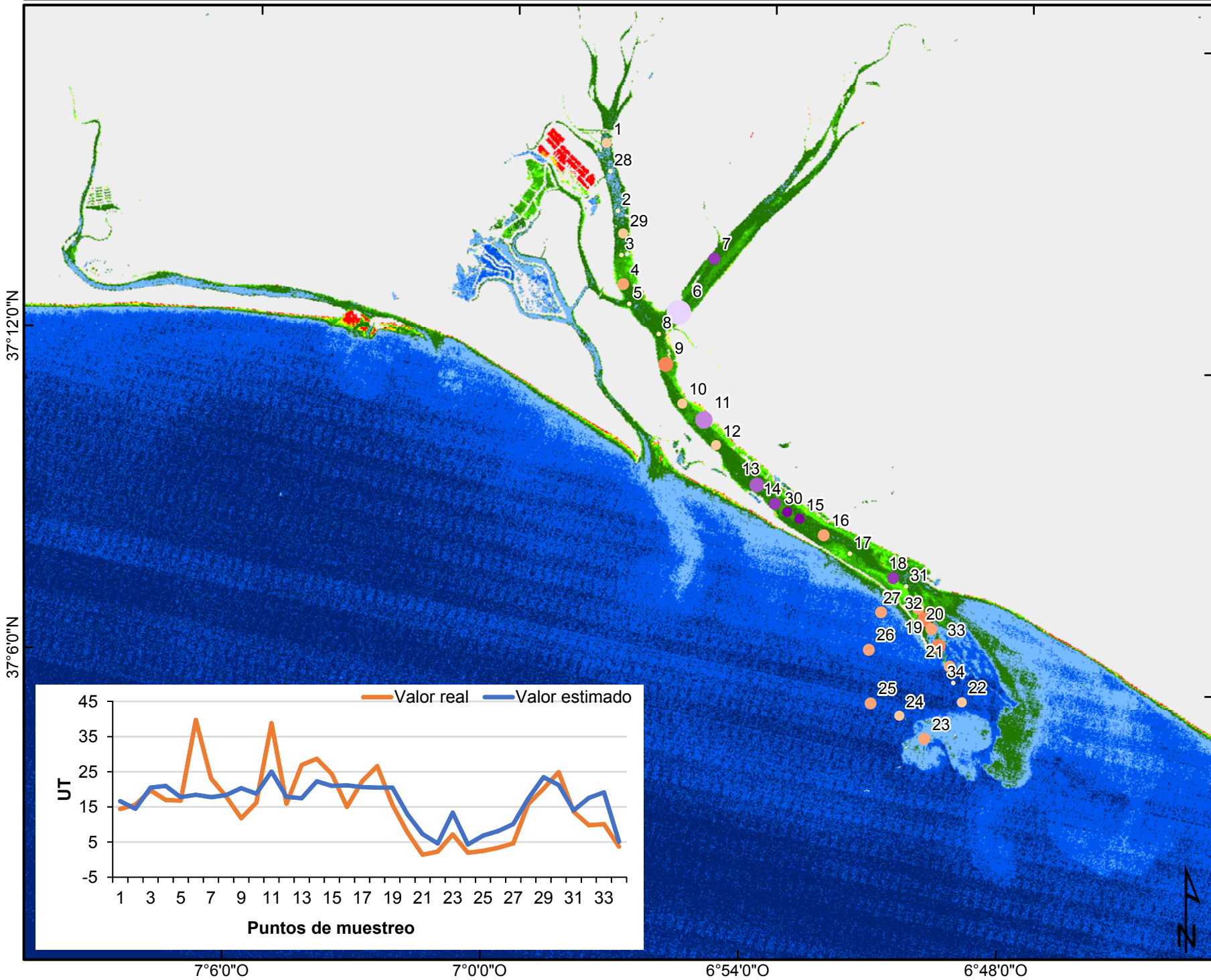
UT

- <math>< 5</math>
- $5 - 10$
- $10 - 15$
- $15 - 20$
- $20 - 25$
- $25 - 30$
- $30 - 35$
- $35 - 40$
- > 40

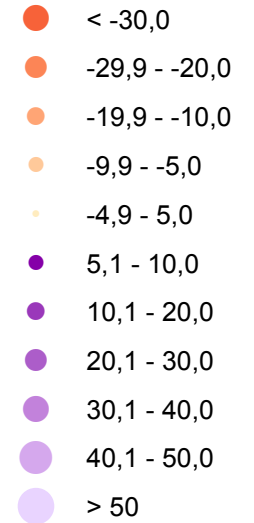


Turbidez calculada con el mejor modelo multitemporal

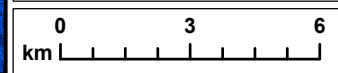
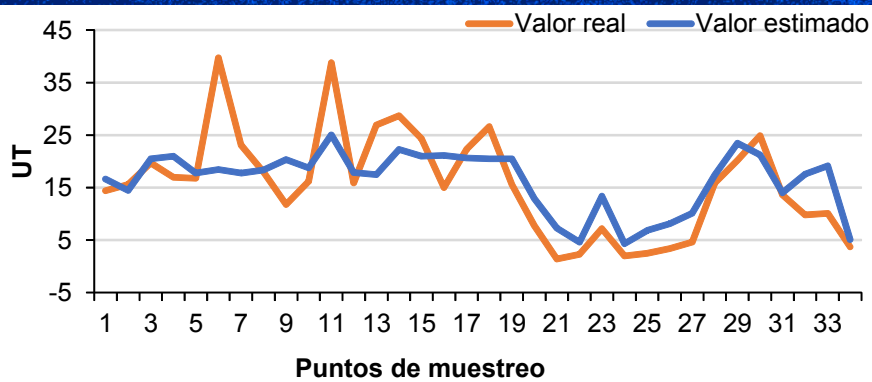
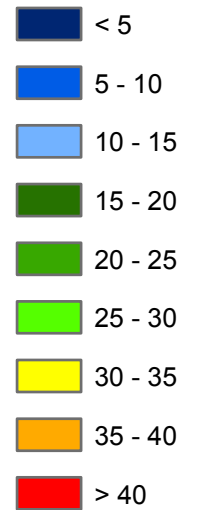
09-09-1995



Residuo (% del rango)

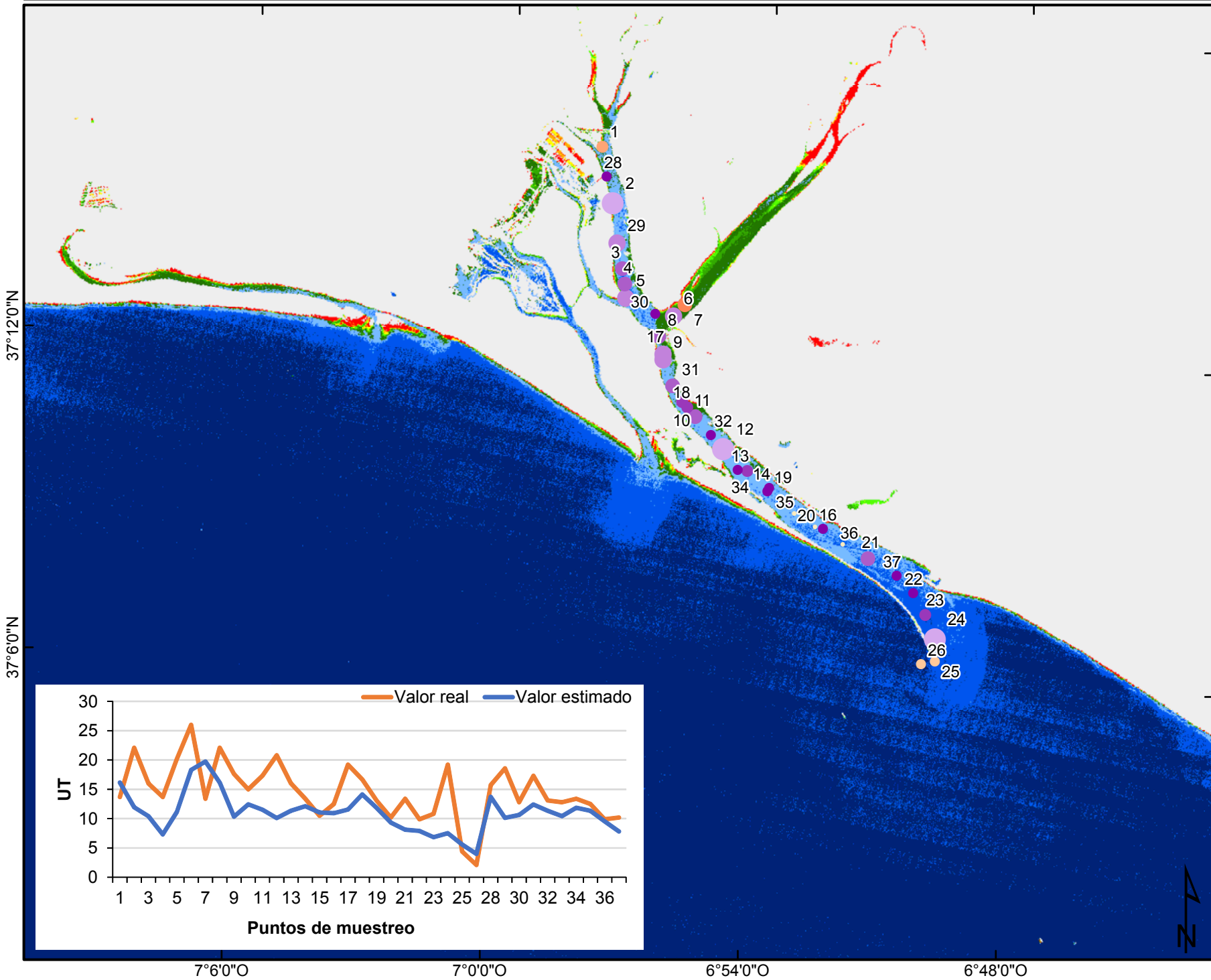


UT



Turbidez calculada con el mejor modelo multitemporal

22-05-1996

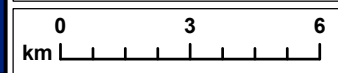
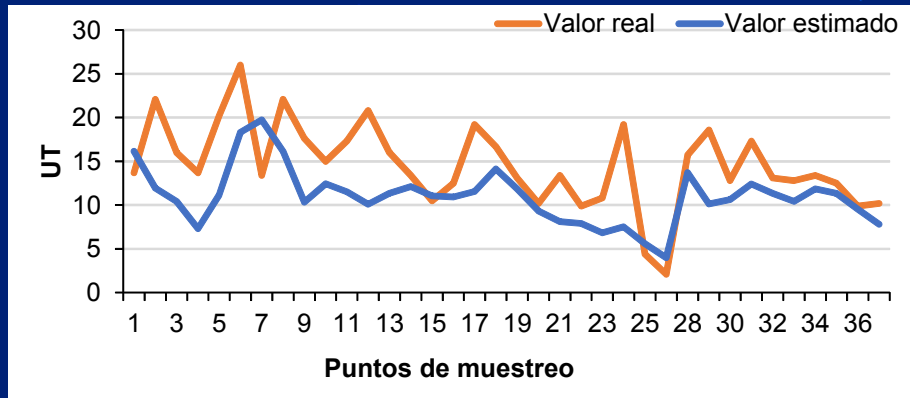


Residuo (% del rango)

- < -20,0
- -19,9 - -10,0
- -9,9 - -5,0
- -4,9 - 5,0
- 5,0 - 10,0
- 10,0 - 20,0
- 20,0 - 30,0
- 30,0 - 40,0
- > 40

UT

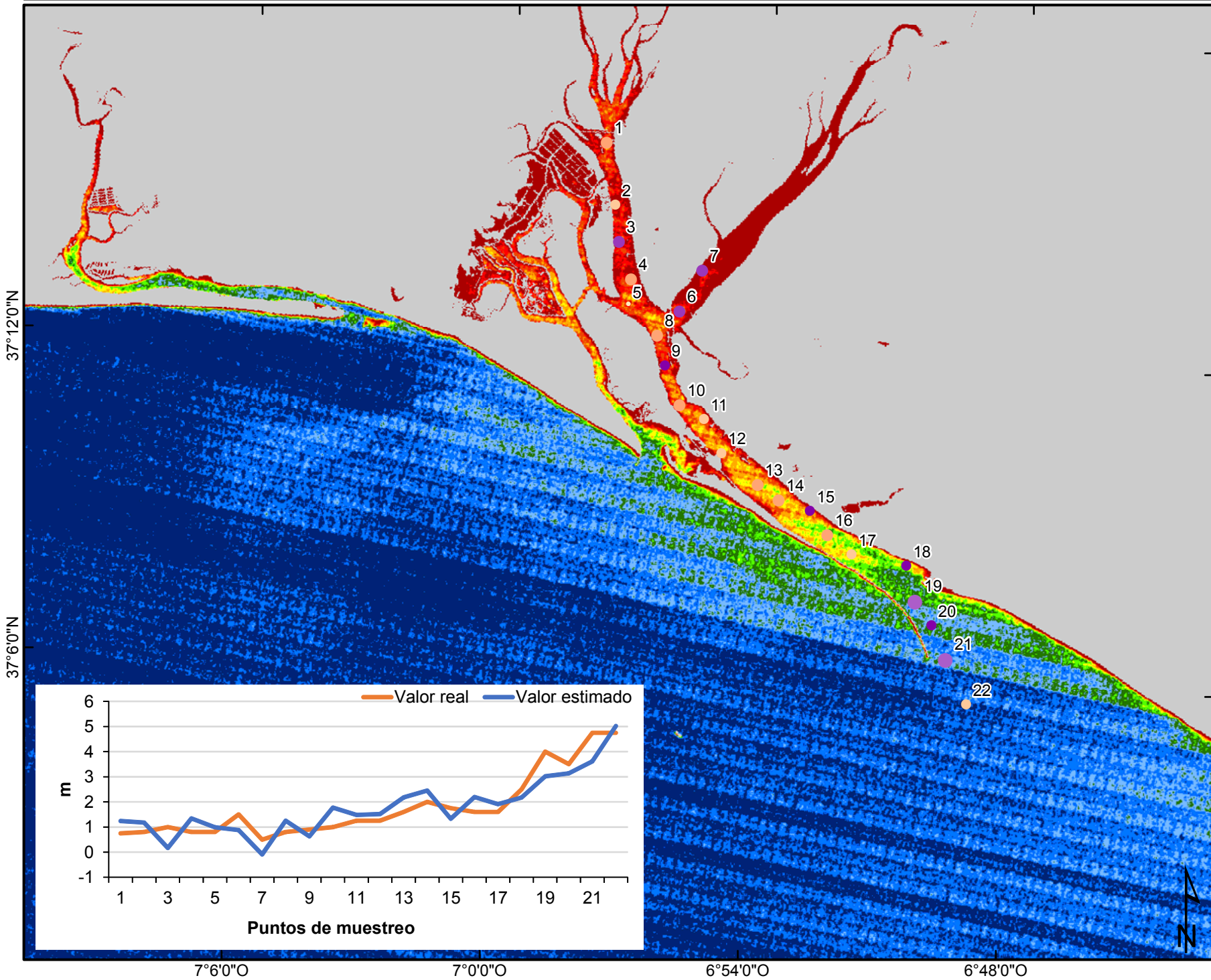
- < 5
- 5 - 10
- 10 - 15
- 15 - 20
- 20 - 25
- 25 - 30
- 30 - 35
- 35 - 40
- > 40



Anexo 4.2. Transparencia

Profundidad del disco de Secchi

15-09-1993

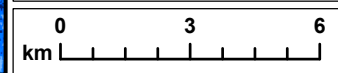
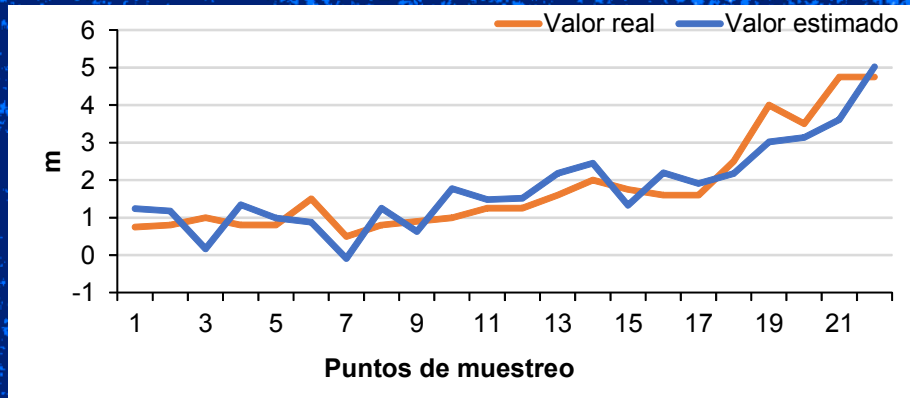


Residuo (% del rango)

- < -10,0
- -9,9 - -5,0
- -4,9 - 5,0
- 5,1 - 10,0
- 10,1 - 20,0
- >20

m.

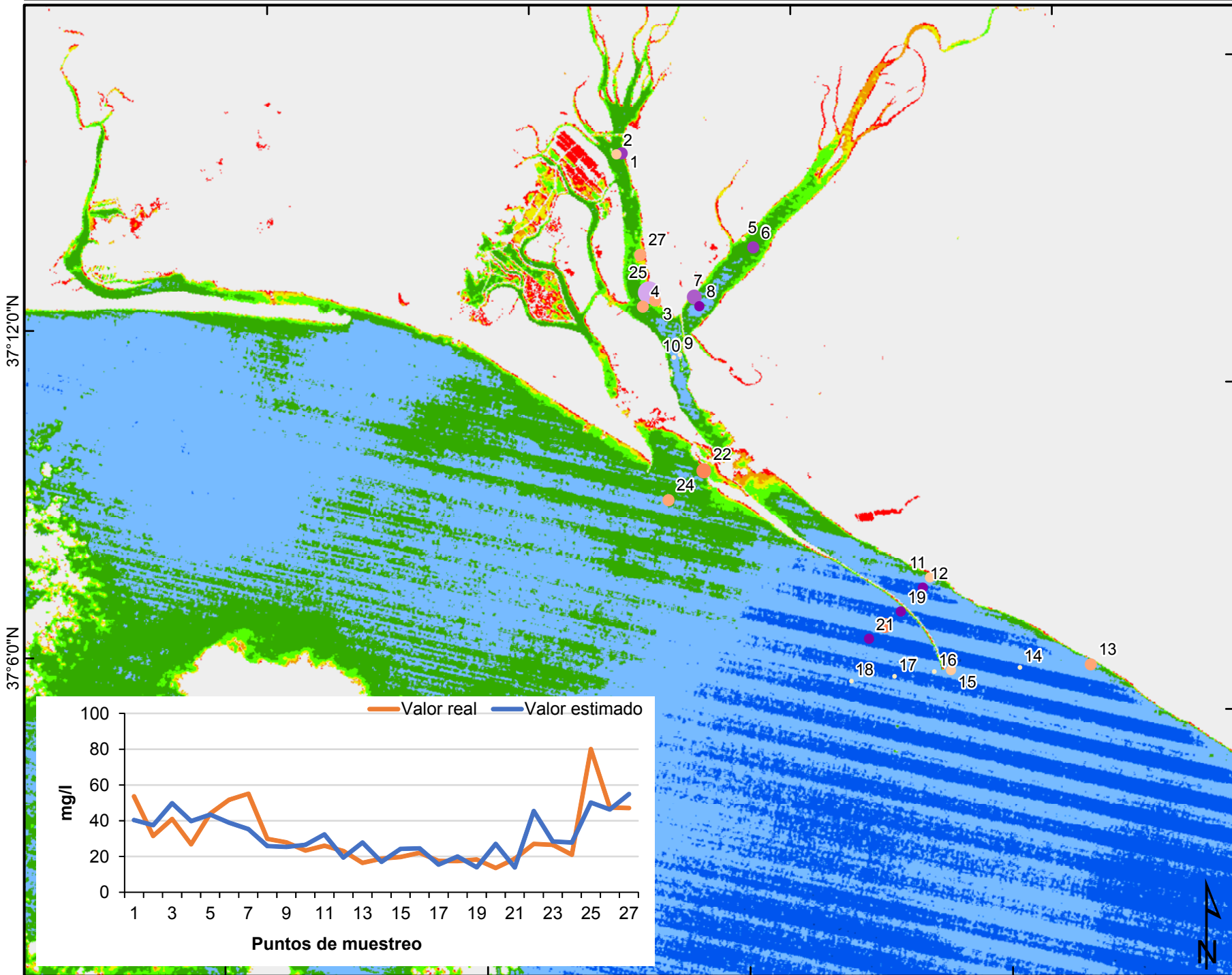
- 0 < 0,5
- 0,5 < 1
- 1 < 1,5
- 1,5 < 2
- 2 < 2,5
- 2,5 < 3
- 3 < 3,5
- 3,5 < 4
- 4 < 4,5
- <=4,5



Anexo 4.3. Sólidos en suspensión

Sólidos en suspensión

10-10-1989

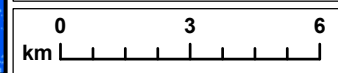
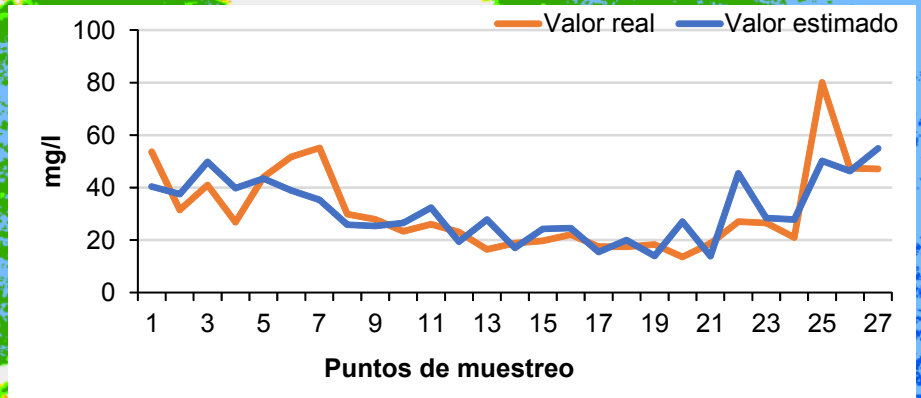


Residuo (% del rango)

- < -20,0
- -19,9 - -10,0
- -9,9 - -5,0
- -4,9 - 5,0
- 5,1 - 10,0
- 10,1 - 20,0
- 20,1 - 30,0
- 30,1 - 40,0
- >40

mg/l

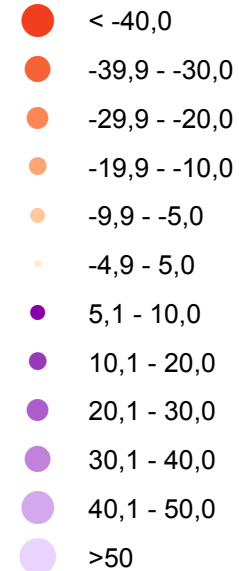
- < 10
- 10 < 20
- 20 < 30
- 30 < 40
- 40 < 50
- 50 < 60
- 60 < 70
- >=70



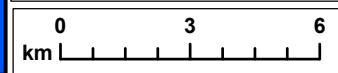
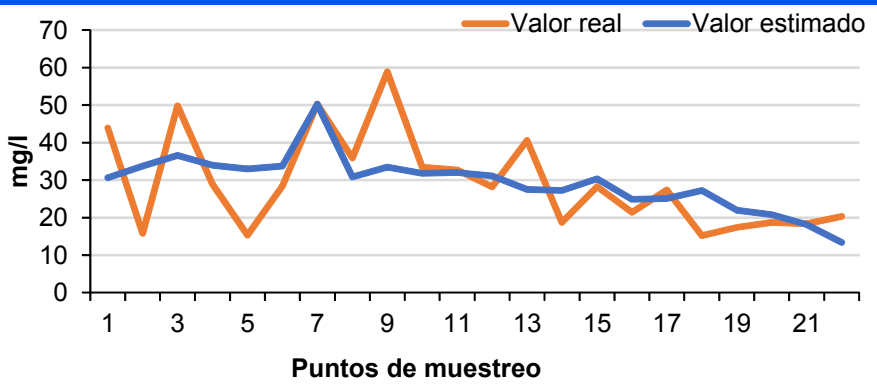
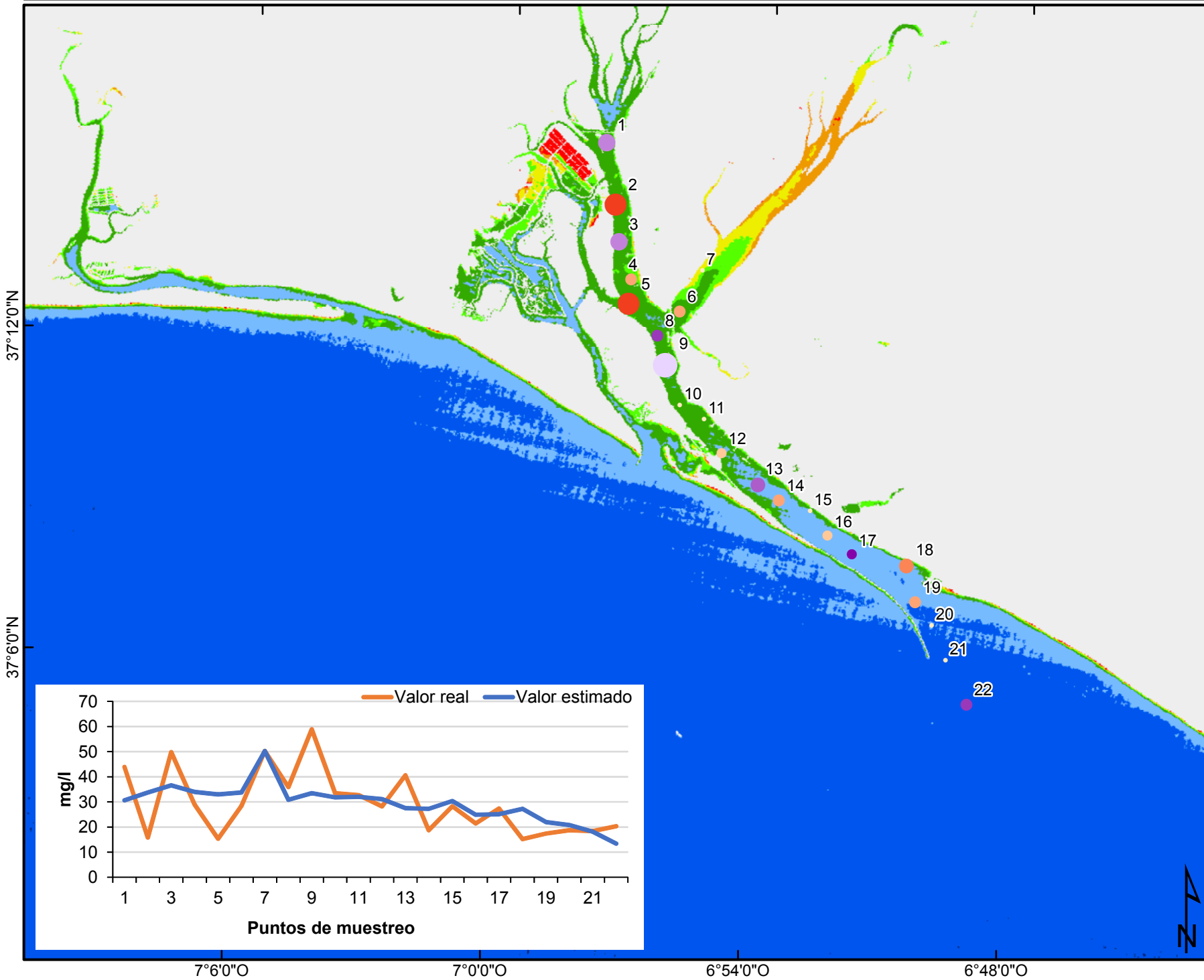
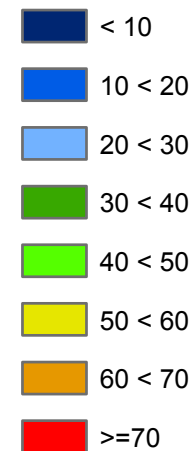
Sólidos en suspensión

15-06-1993

Residuo (% del rango)

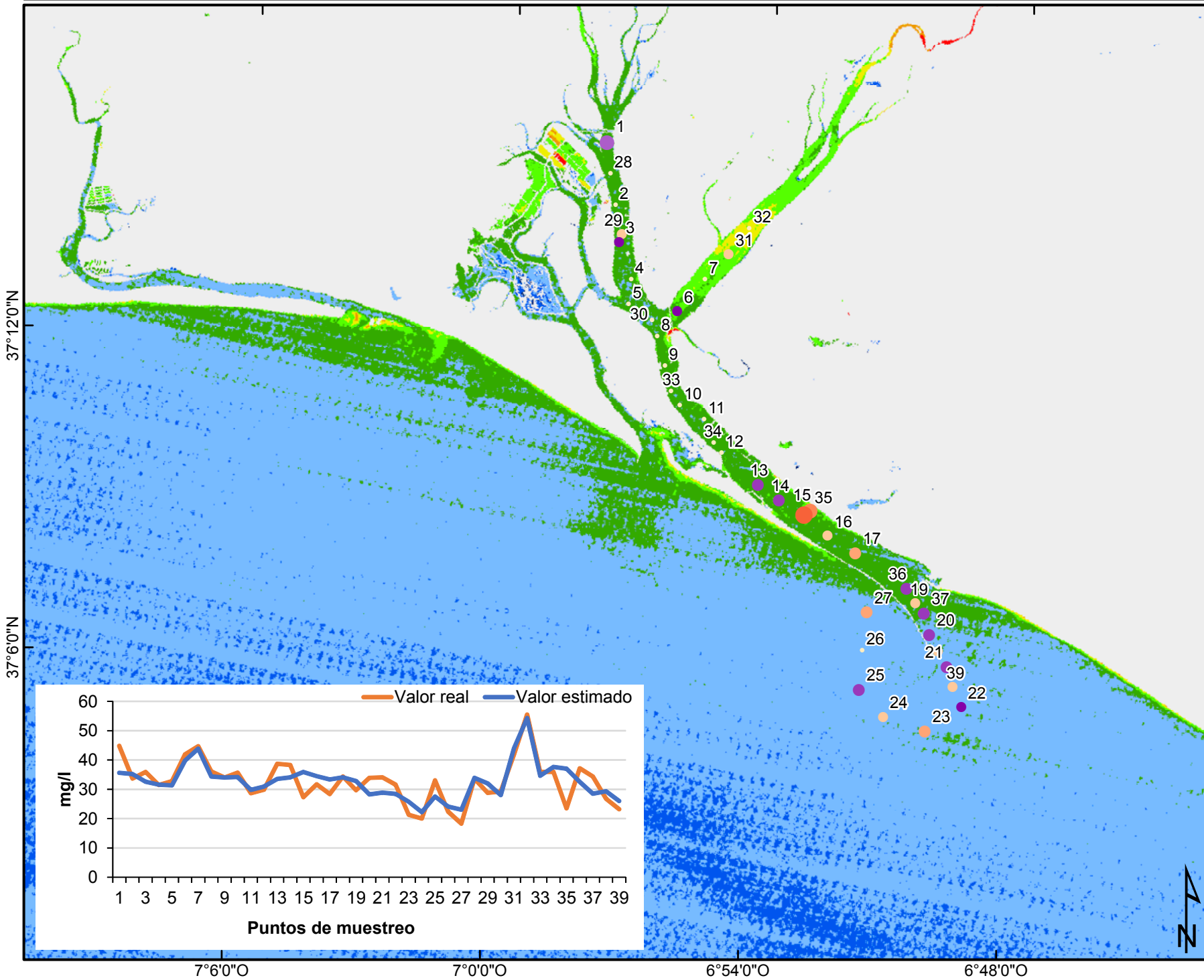


mg/l



Sólidos en suspensión

25-11-1994

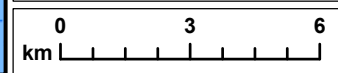
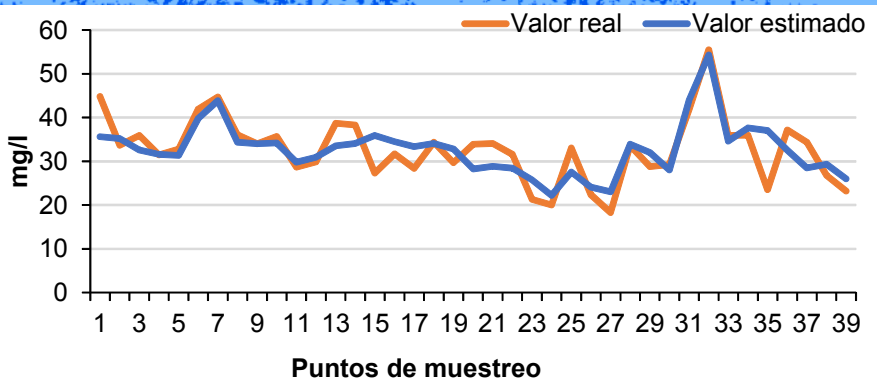


Residuo (% del rango)

- < -30,0
- -29,9 - -20,0
- -19,9 - -10,0
- -9,9 - -5,0
- -4,9 - 5,0
- 5,1 - 10,0
- 10,1 - 20,0
- > 20

mg/l

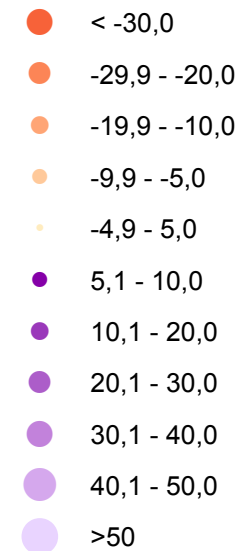
- < 10
- 10 < 20
- 20 < 30
- 30 < 40
- 40 < 50
- 50 < 60
- 60 < 70
- >=70



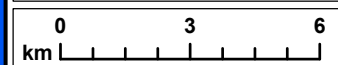
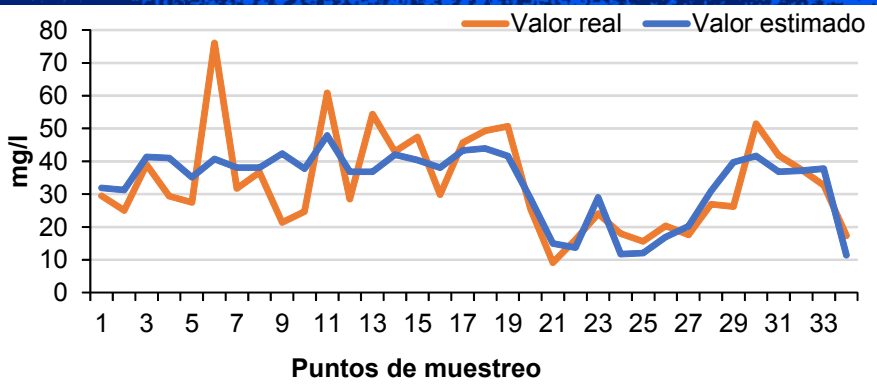
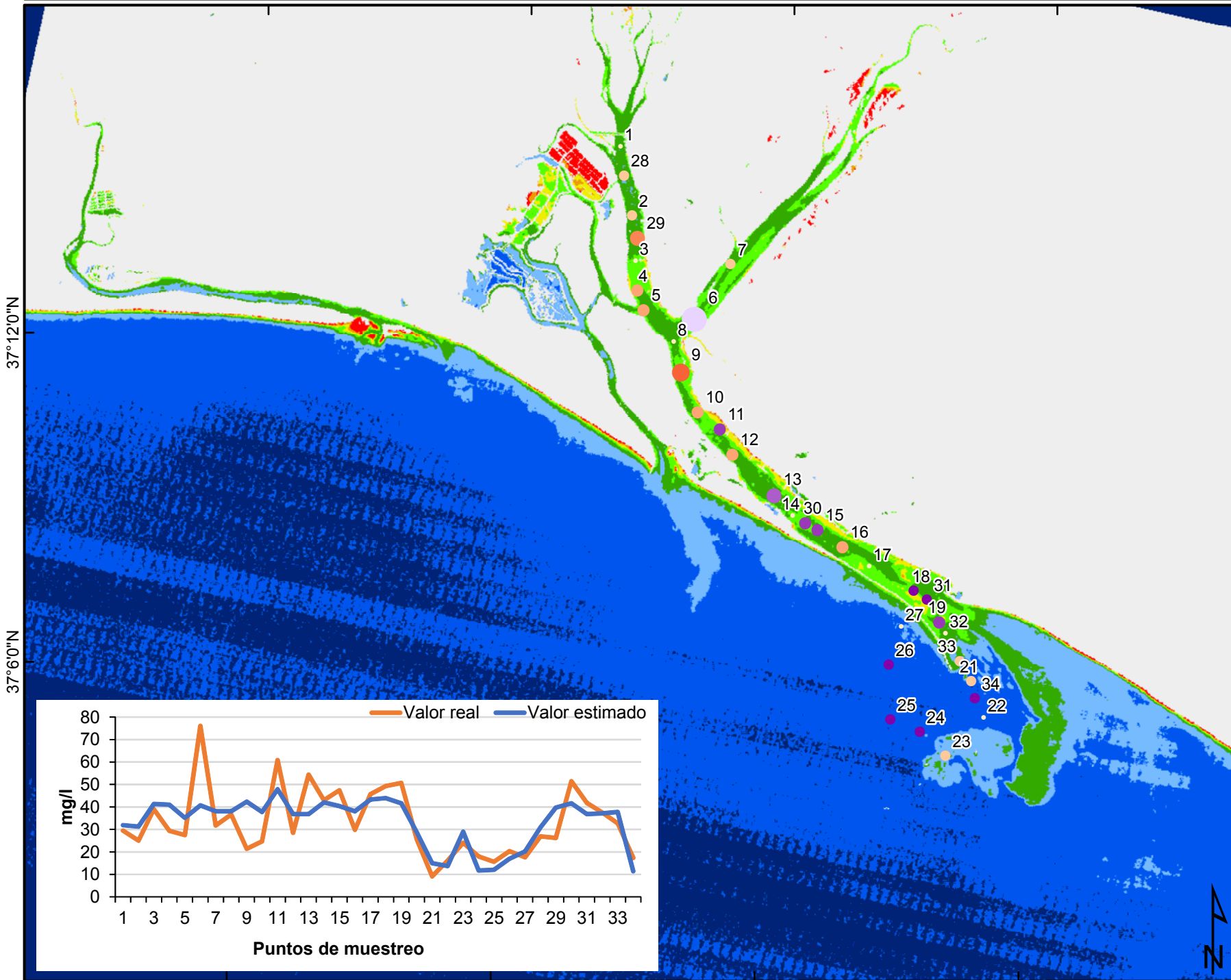
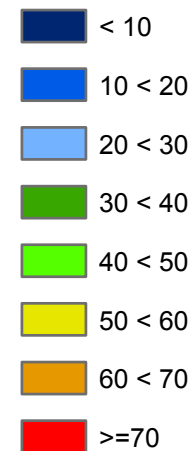
Sólidos en suspensión

09-09-1995

Residuo (% del rango)



mg/l



37°12'0"N

37°6'0"N

7°6'0"O

7°0'0"O

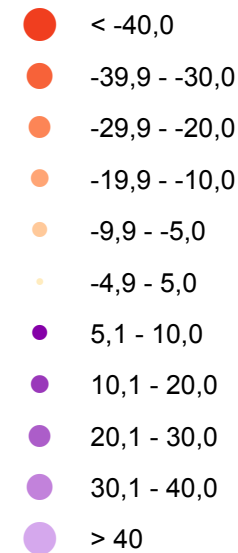
6°54'0"O

6°48'0"O

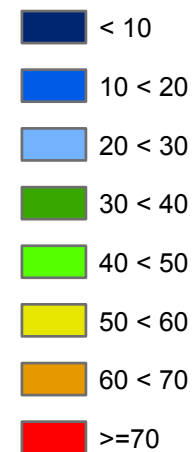
Sólidos en suspensión

22-05-1996

Residuo (% del rango)



mg/l



37°12'0"N

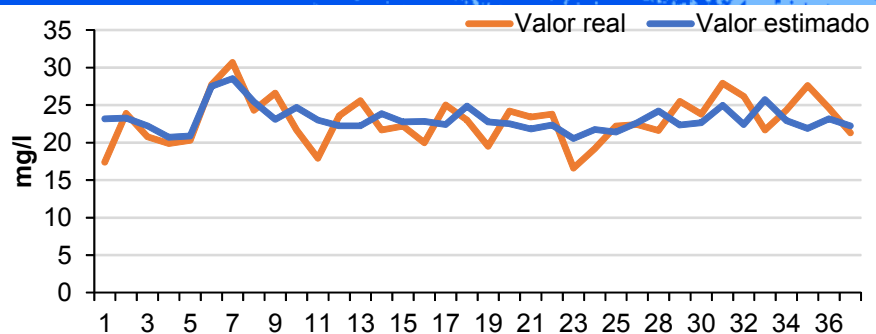
37°6'0"N

7°6'0"O

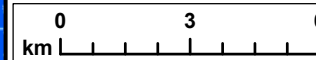
7°0'0"O

6°54'0"O

6°48'0"O

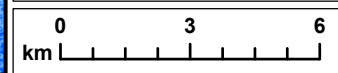
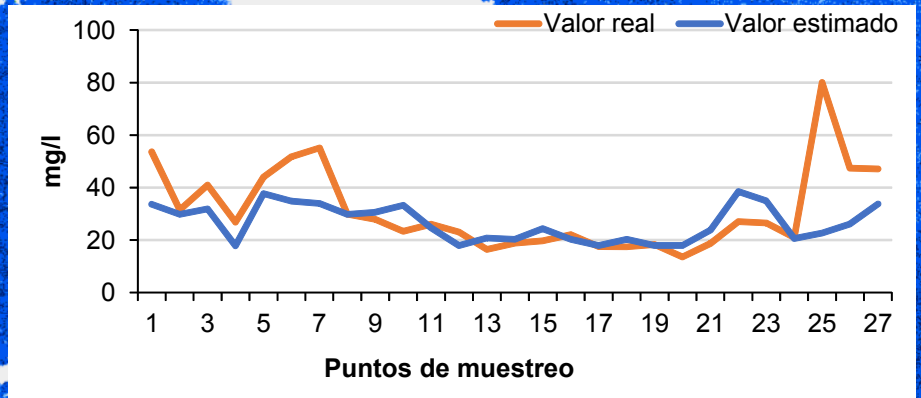
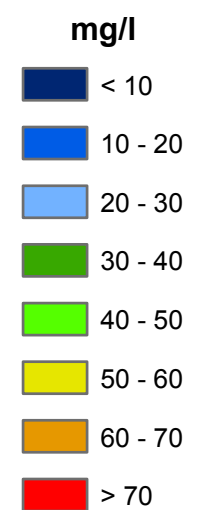
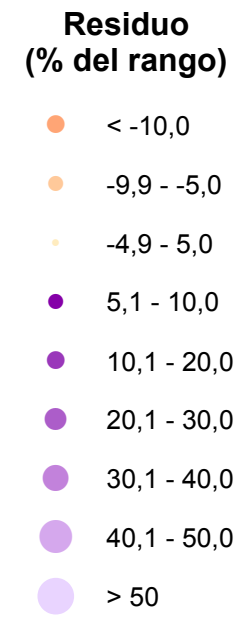
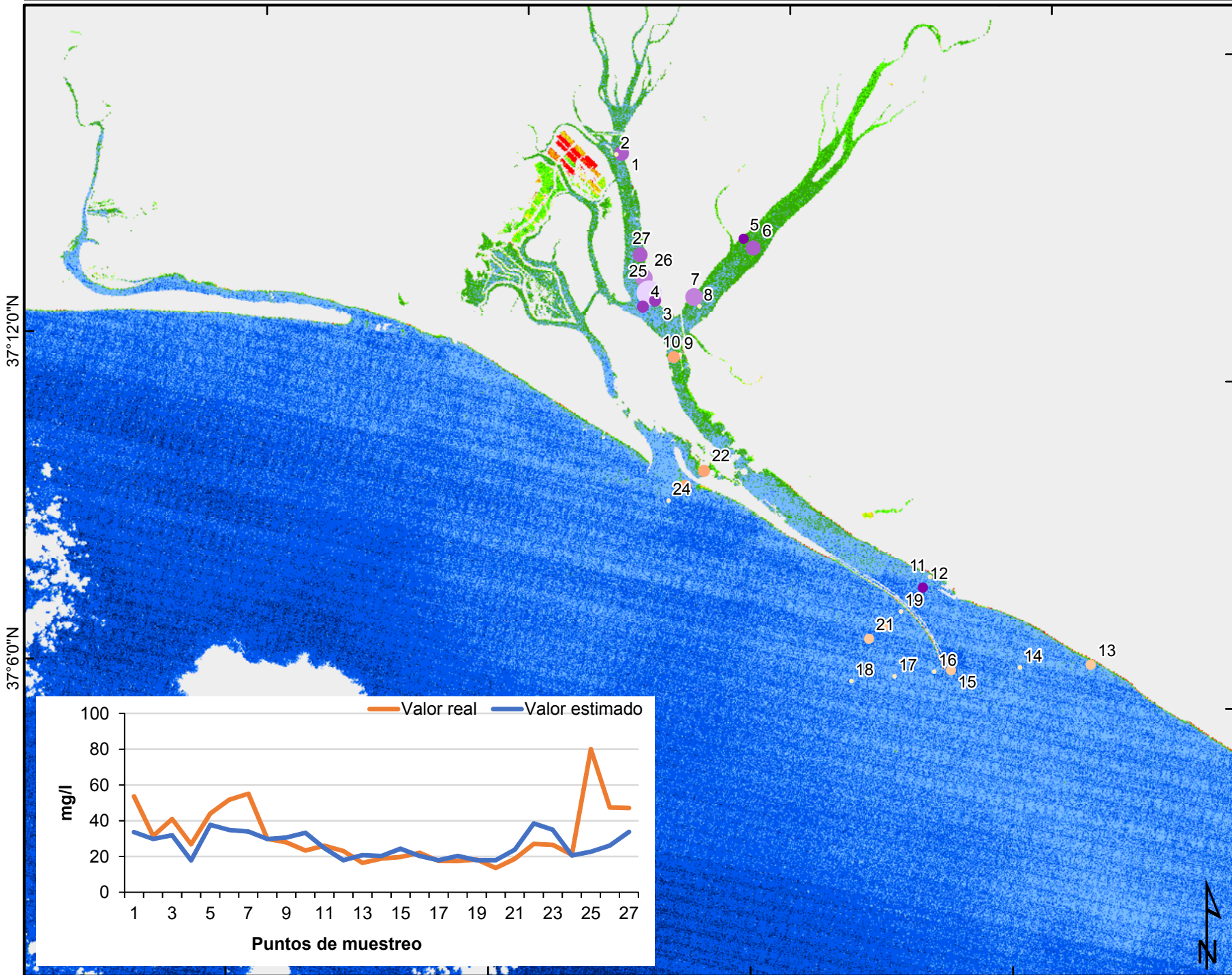


Puntos de muestreo



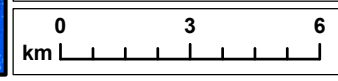
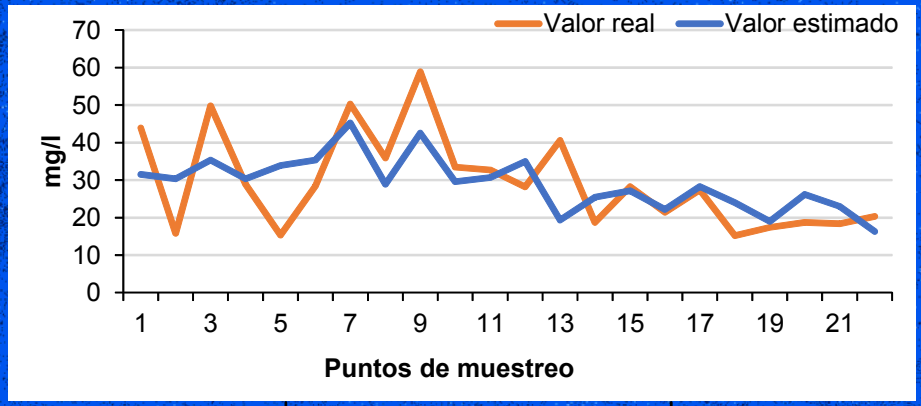
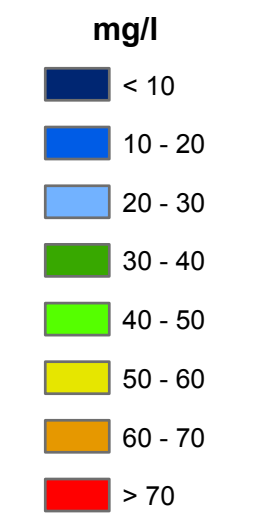
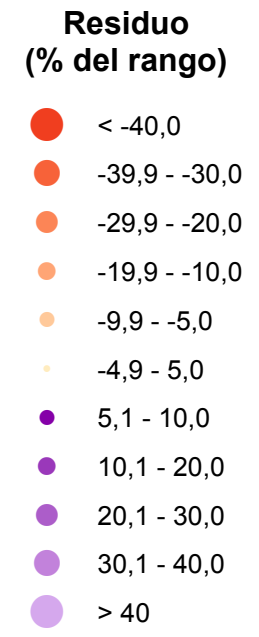
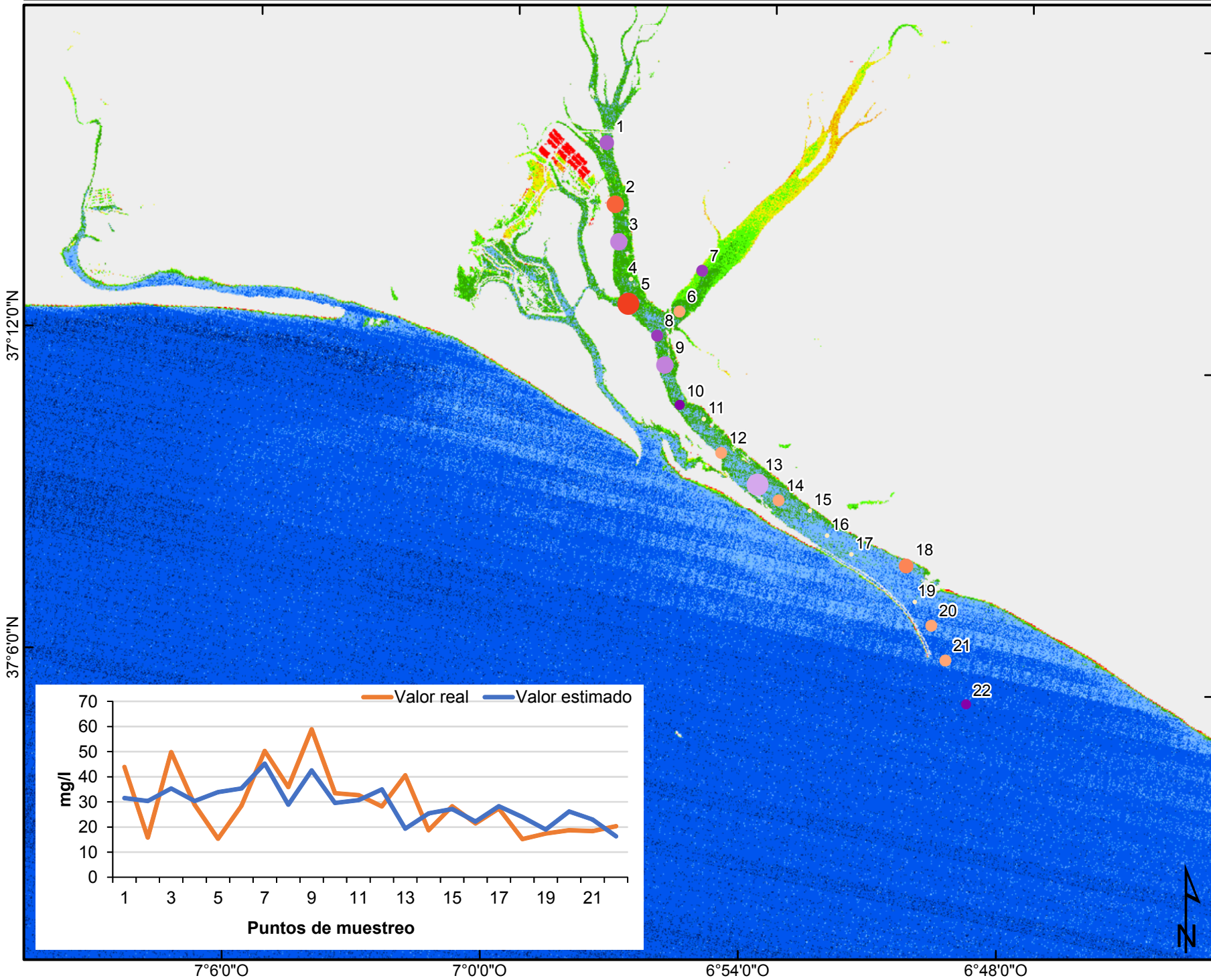
Sólidos en suspensión calculado con el mejor modelo multitemporal

10-10-1989



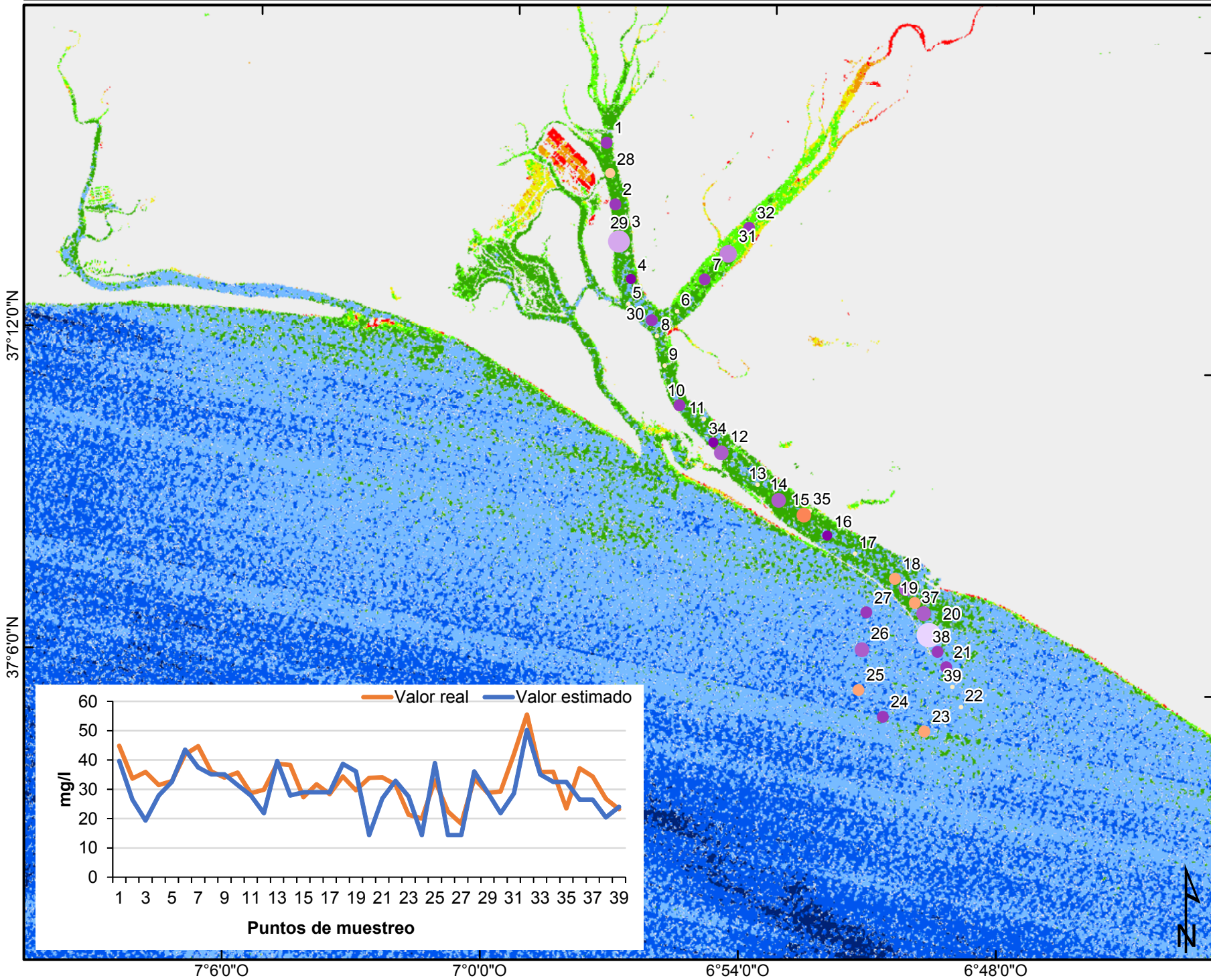
Sólidos en suspensión calculado con el mejor modelo multitemporal

15-06-1993



Sólidos en suspensión calculado con el mejor modelo multitemporal

25-11-1994

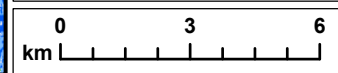


Residuo (% del rango)

- < -20,0
- -19,9 - -10,0
- -9,9 - -5,0
- -4,9 - 5,0
- 5,1 - 10,0
- 10,1 - 20,0
- 20,1 - 30,0
- 30,1 - 40,0
- 40,1 - 50,0
- > 50

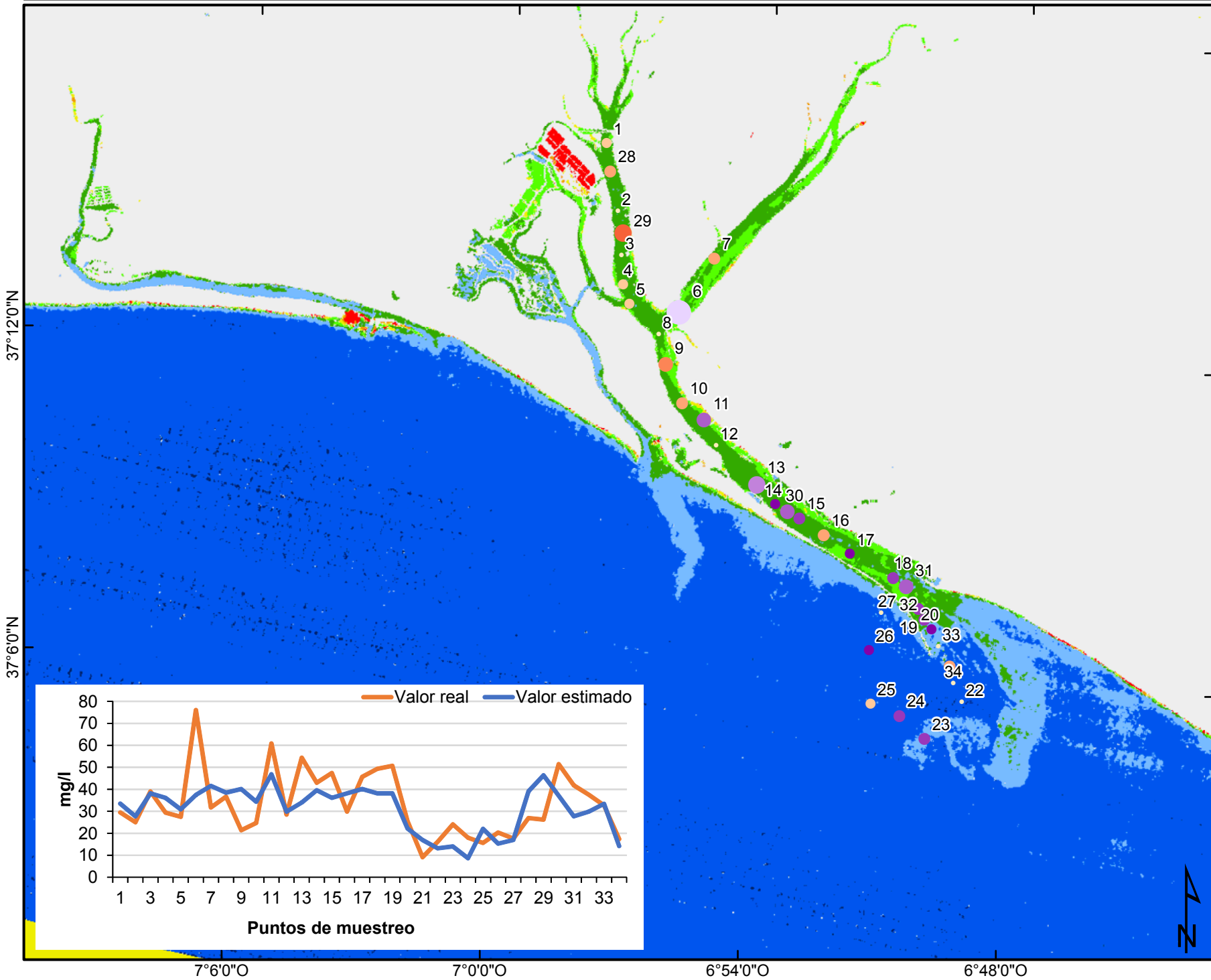
mg/l

- < 10
- 10 - 20
- 20 - 30
- 30 - 40
- 40 - 50
- 50 - 60
- 60 - 70
- > 70



Sólidos en suspensión calculado con el mejor modelo multitemporal

09-09-1995

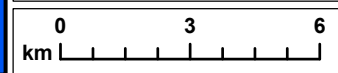
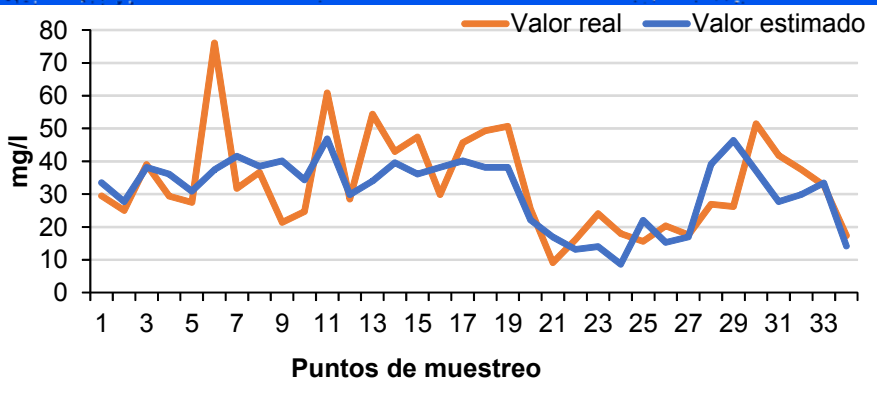


Residuo (% del rango)

- < -30,0
- -29,9 - -20,0
- -19,9 - -10,0
- -9,9 - -5,0
- -4,9 - 5,0
- 5,1 - 10,0
- 10,1 - 20,0
- 20,1 - 30,0
- 30,1 - 40,0
- 40,1 - 50,0
- > 50

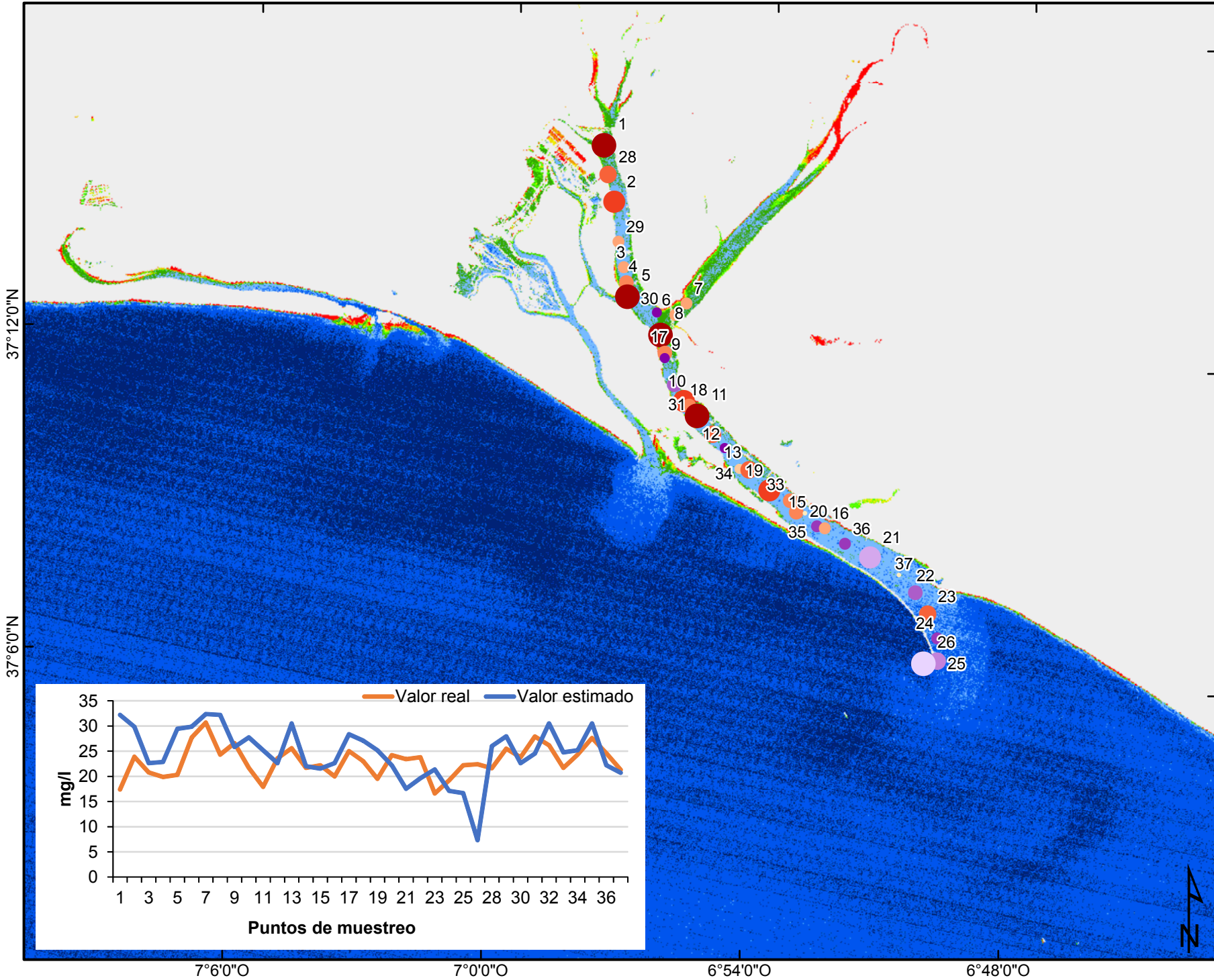
mg/l

- < 10
- 10 - 20
- 20 - 30
- 30 - 40
- 40 - 50
- 50 - 60
- 60 - 70
- > 70

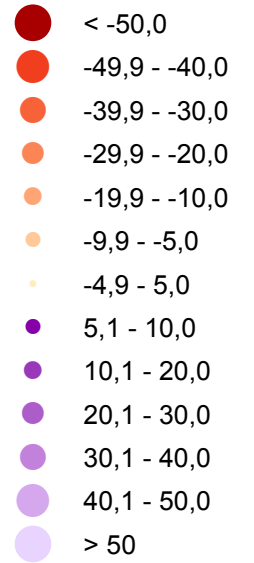


Sólidos en suspensión calculado con el mejor modelo multitemporal

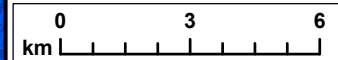
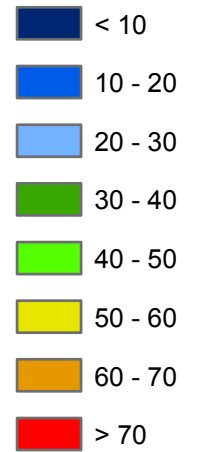
22-05-1996



Residuo (% del rango)



mg/l

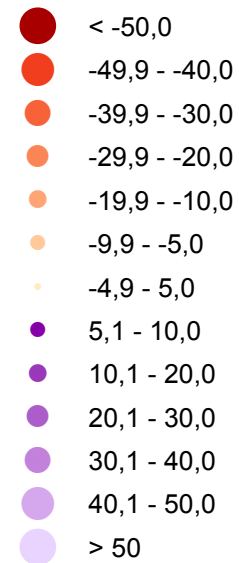


Anexo 4.4. Clorofila a

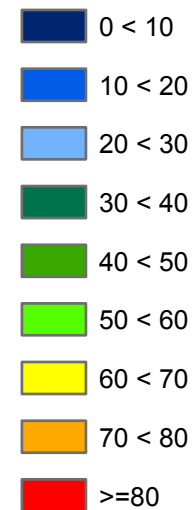
Clorofila a

15-06-1993

Residuo (% del rango)



ppb



37°12'0"N

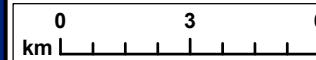
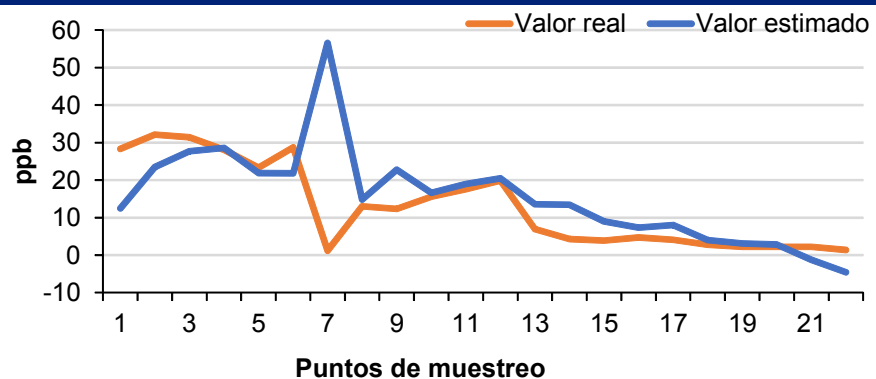
37°6'0"N

7°6'0"O

7°0'0"O

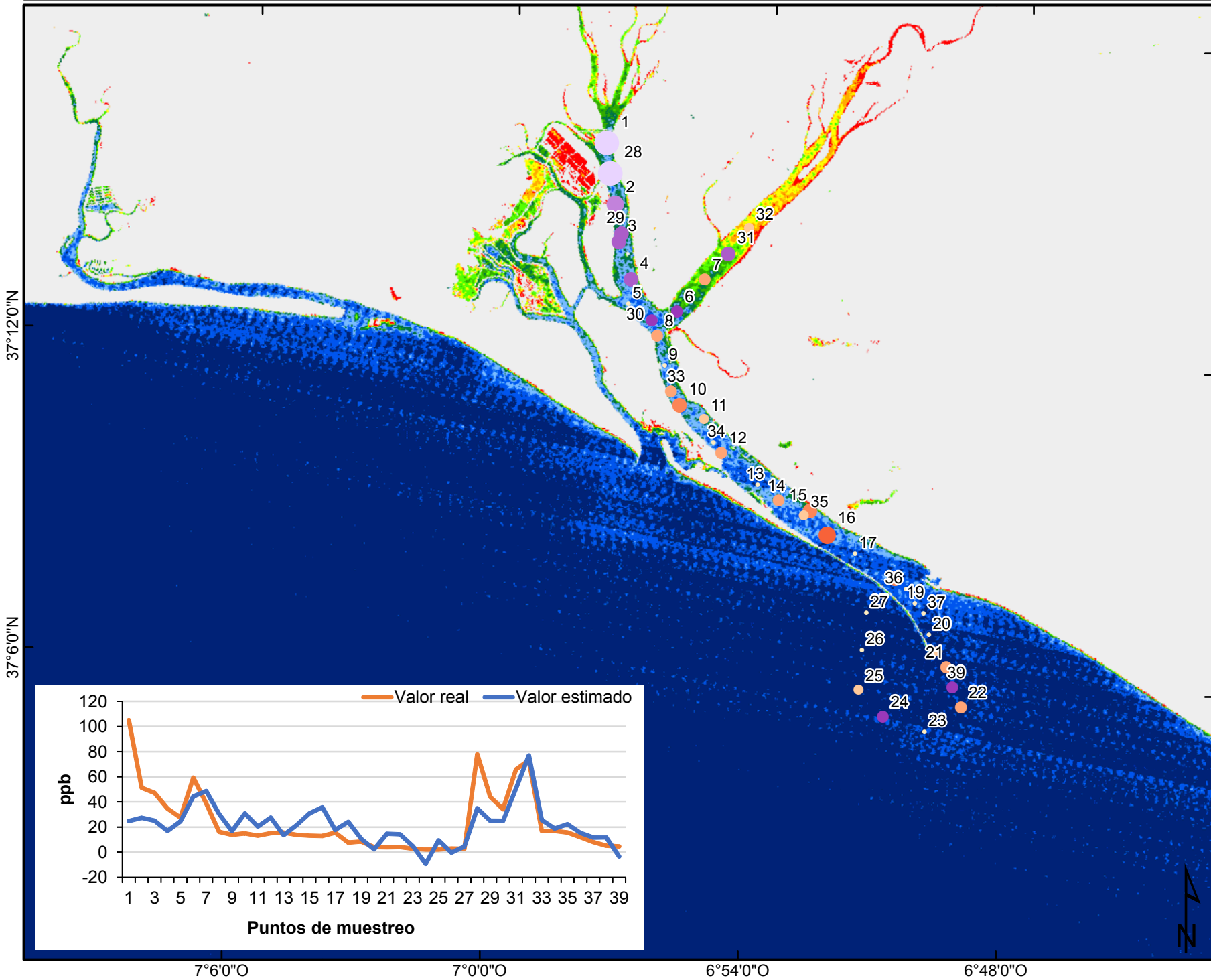
6°54'0"O

6°48'0"O

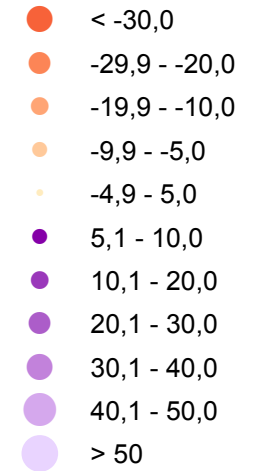


Clorofila a

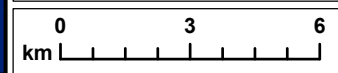
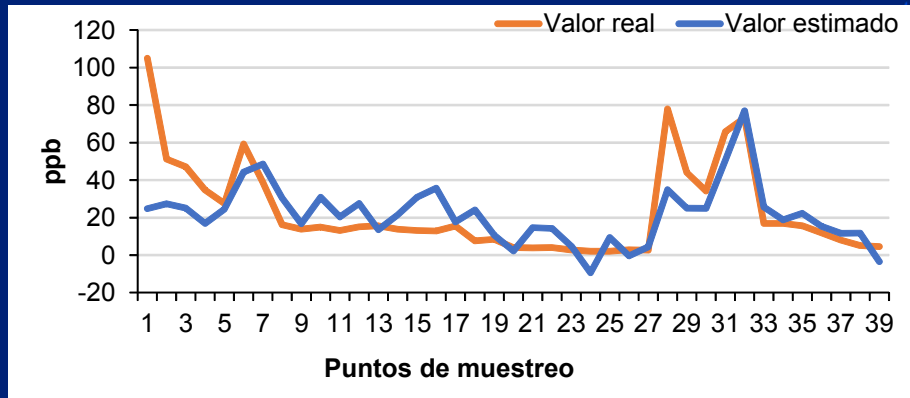
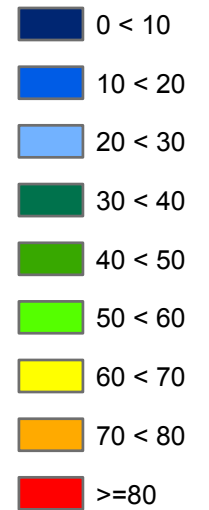
25-11-1994



Residuo (% del rango)



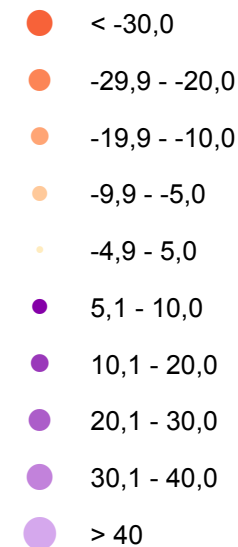
ppb



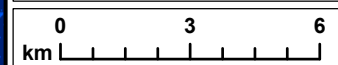
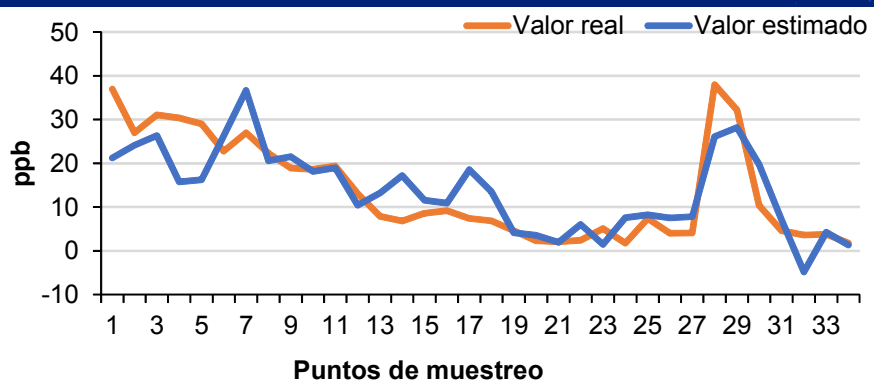
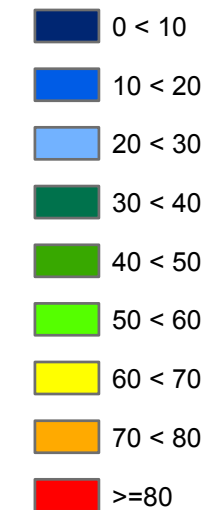
Clorofila a

09-09-1995

Residuo (% del rango)



ppb



37°12'0"N

37°6'0"N

7°6'0"O

7°0'0"O

6°54'0"O

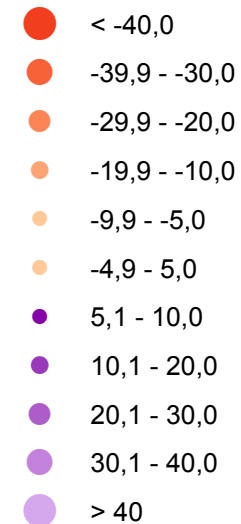
6°48'0"O



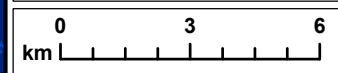
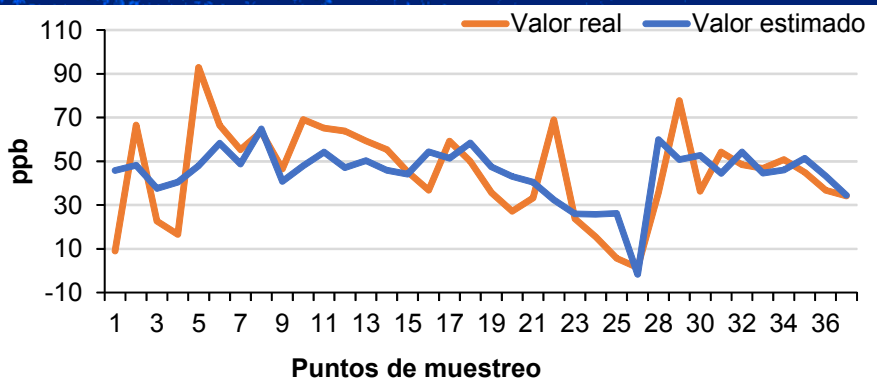
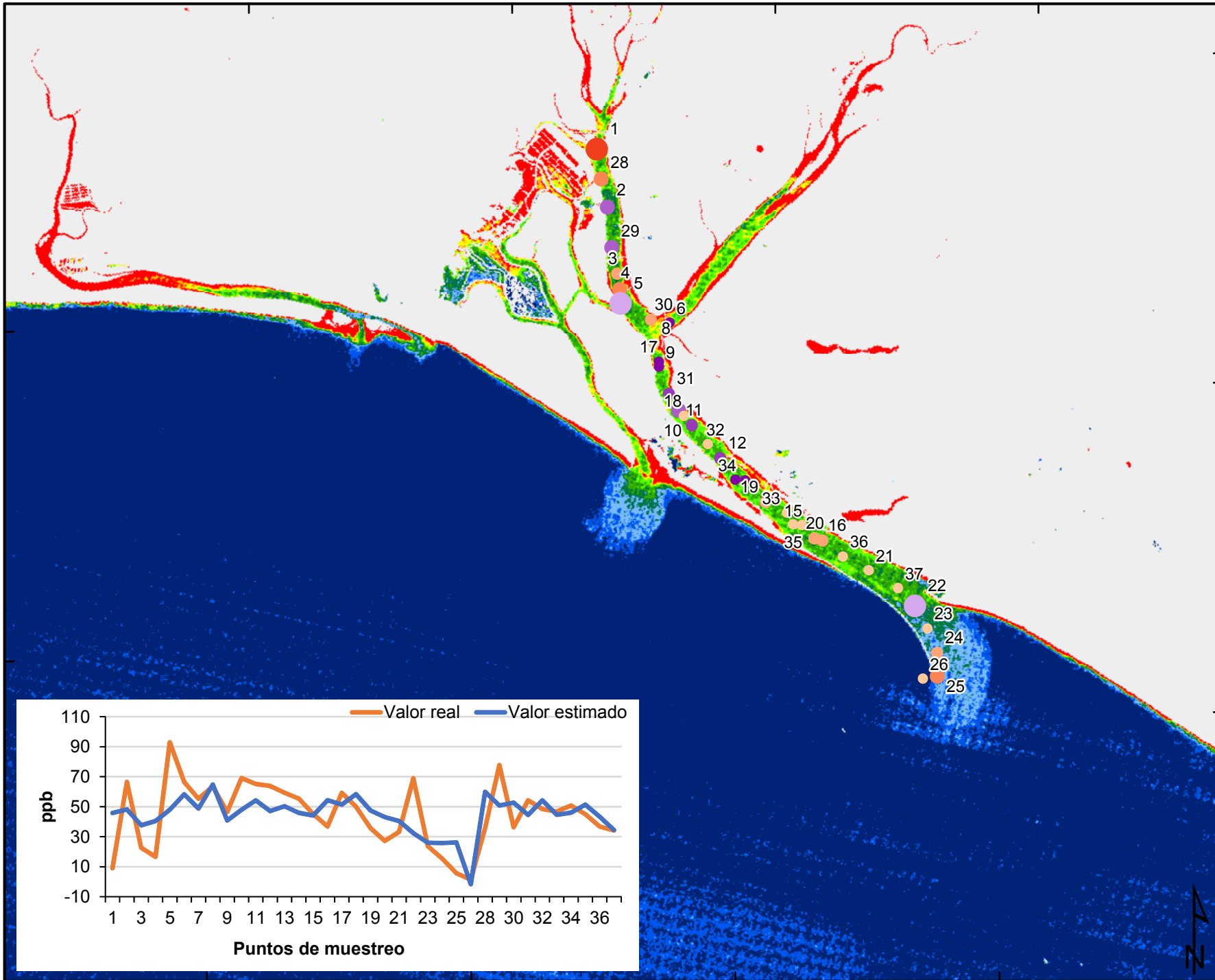
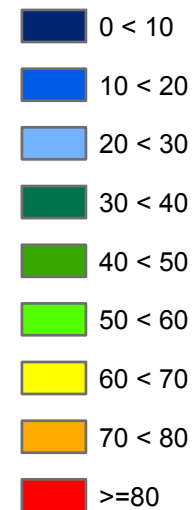
Clorofila a

22-05-1996

Residuo (% del rango)

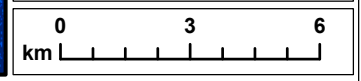
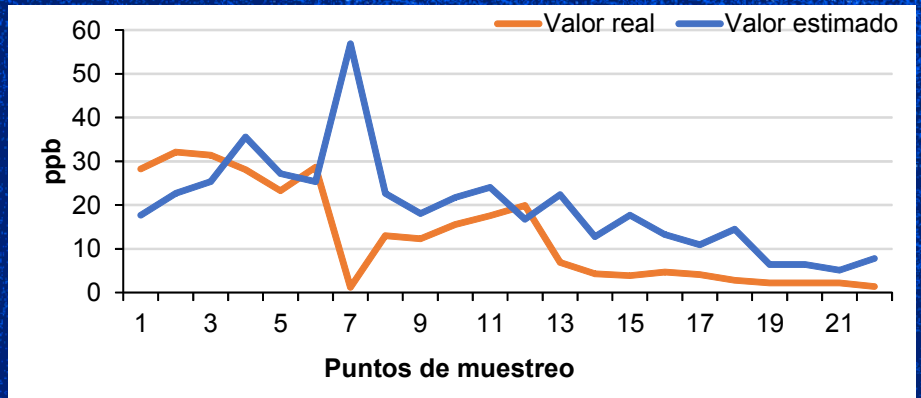
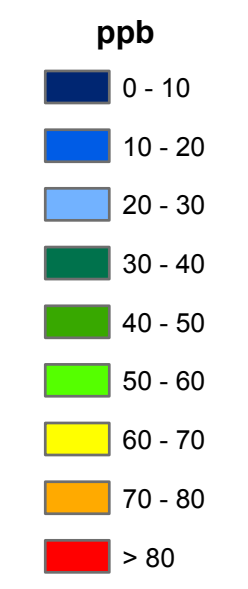
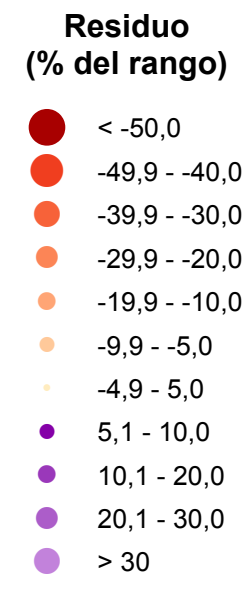
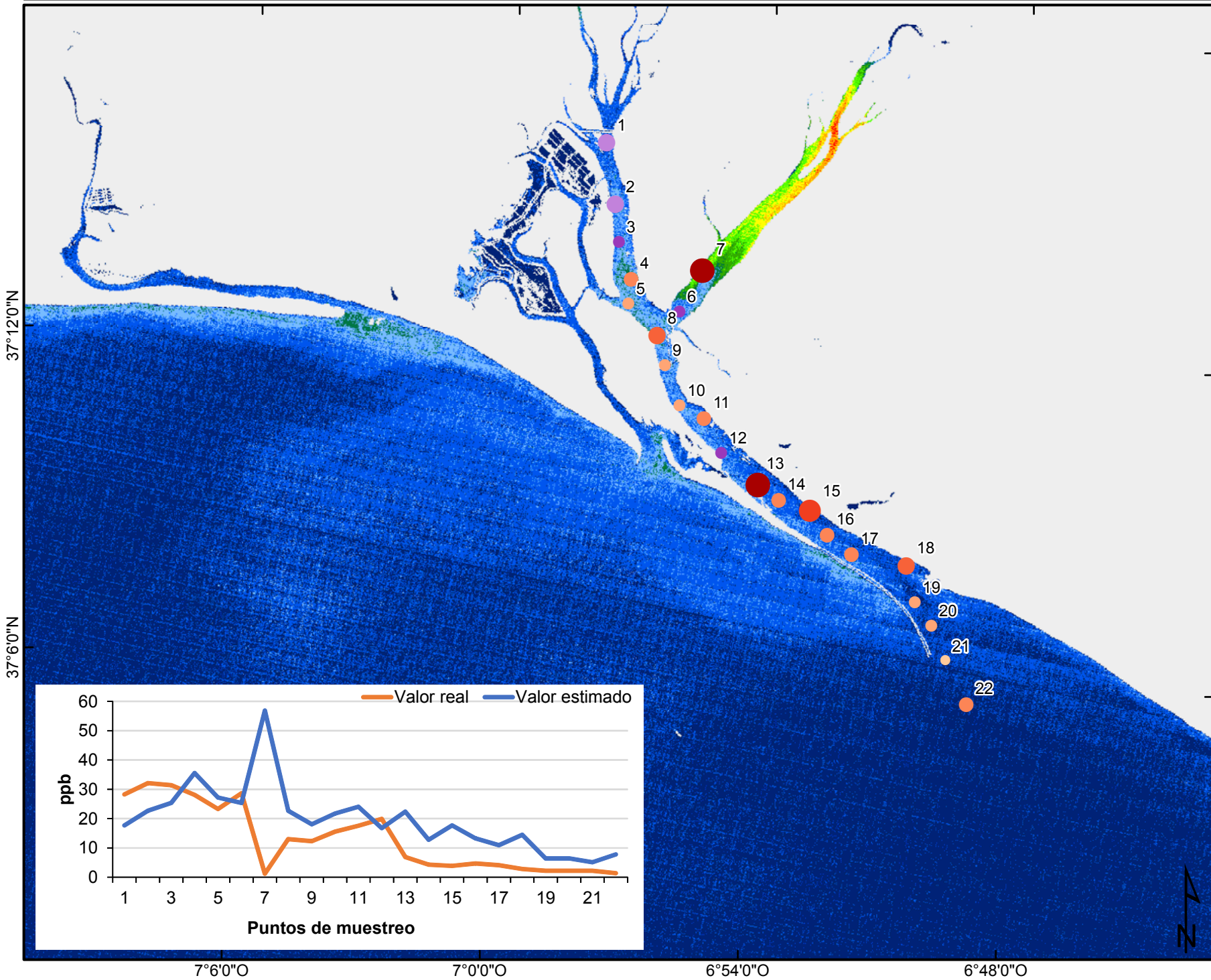


ppb



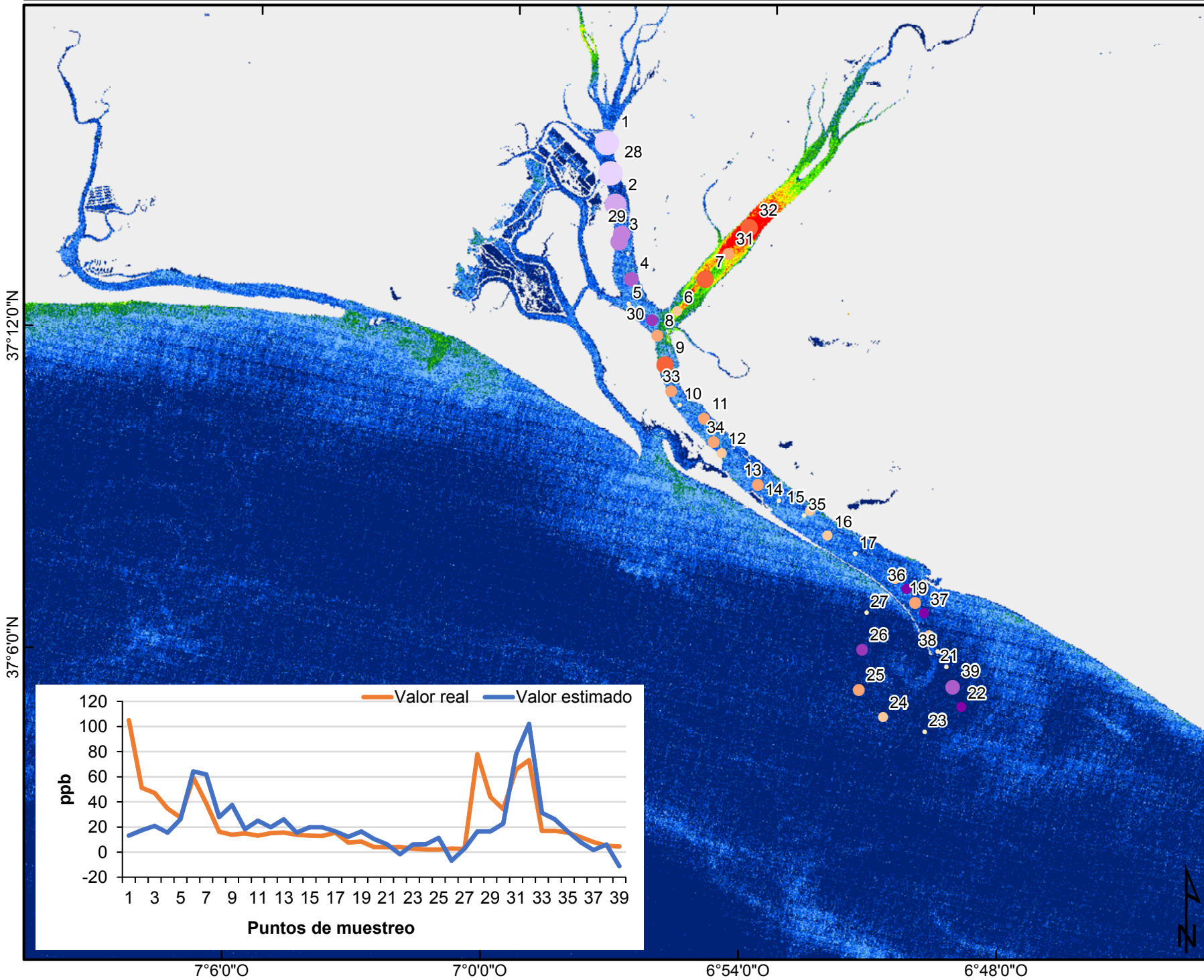
Clorofila a calculada con el mejor modelo multitemporal

15-06-1993



Clorofila a calculada con el mejor modelo multitemporal

25-11-1994

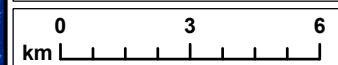
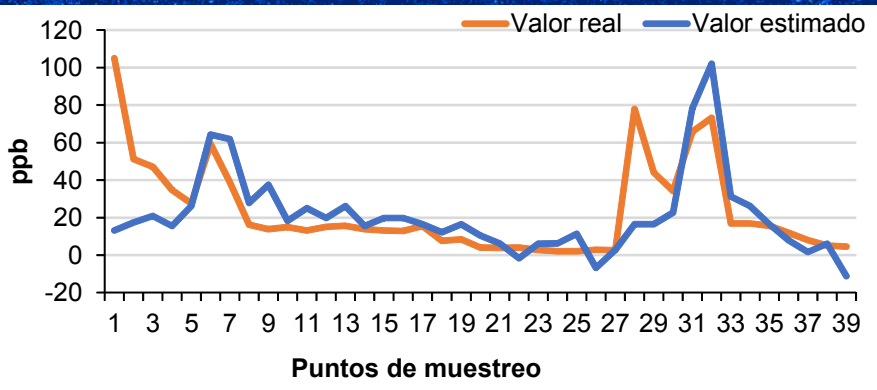


Residuo (% del rango)

- < -30,0
- -29,9 - -20,0
- -19,9 - -10,0
- -9,9 - -5,0
- -4,9 - 5,0
- 5,1 - 10,0
- 10,1 - 20,0
- 20,1 - 30,0
- 30,1 - 40,0
- 40,1 - 50,0
- > 50

ppb

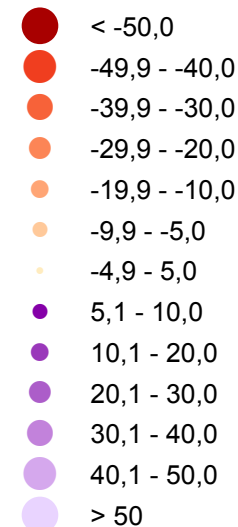
- 0 - 10
- 10 - 20
- 20 - 30
- 30 - 40
- 40 - 50
- 50 - 60
- 60 - 70
- 70 - 80
- > 80



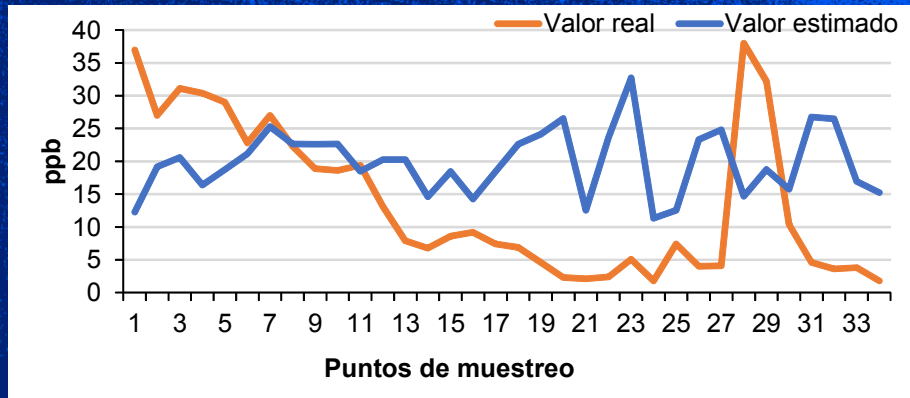
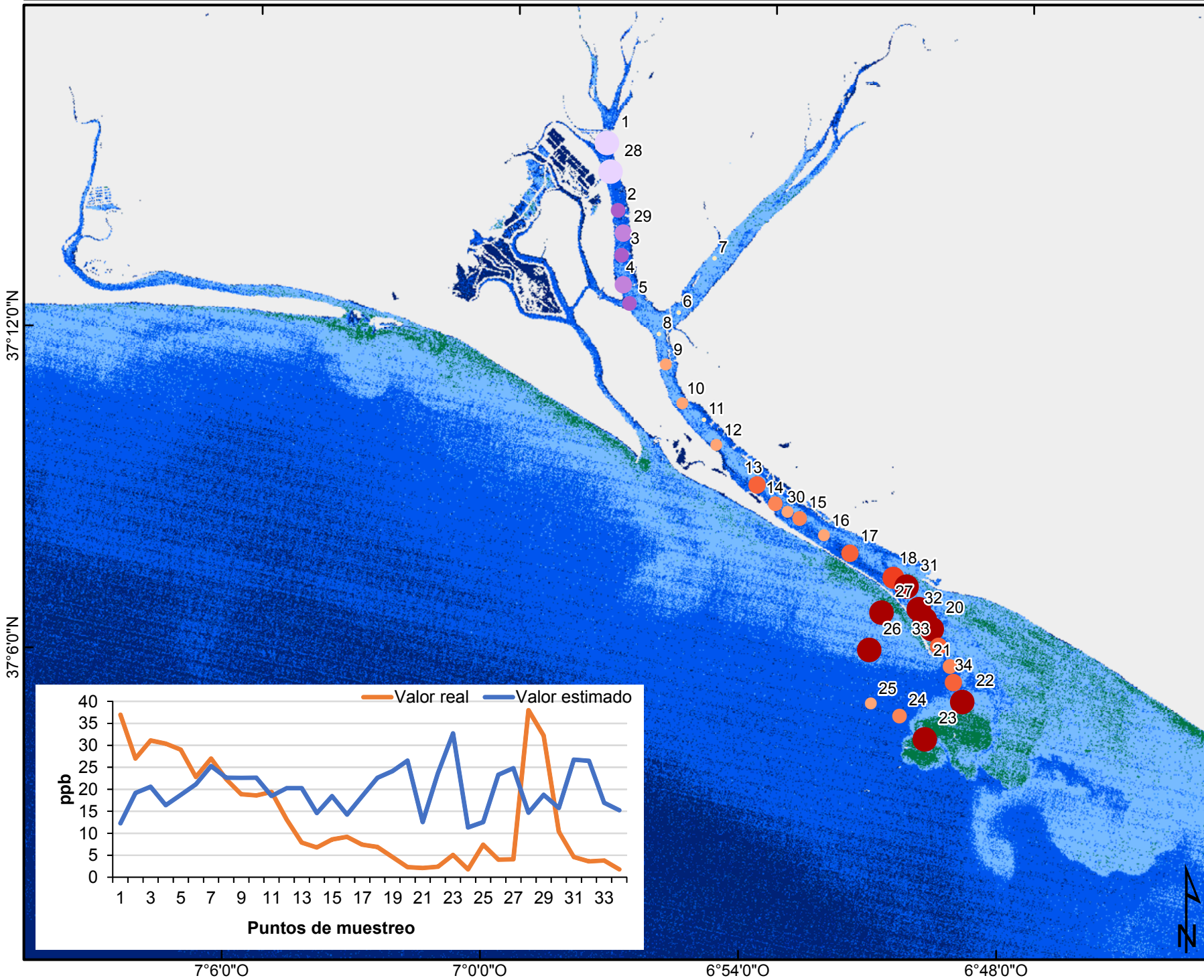
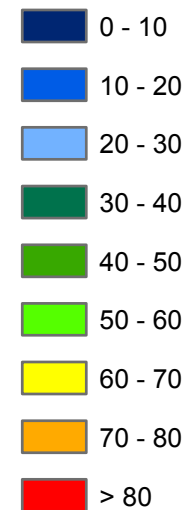
Clorofila a calculada con el mejor modelo multitemporal

09-09-1995

Residuo (% del rango)



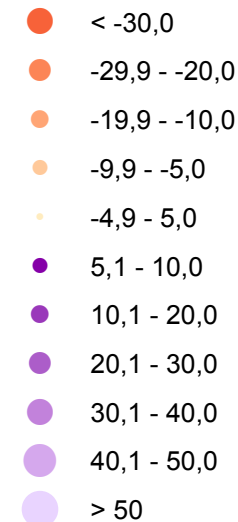
ppb



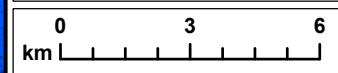
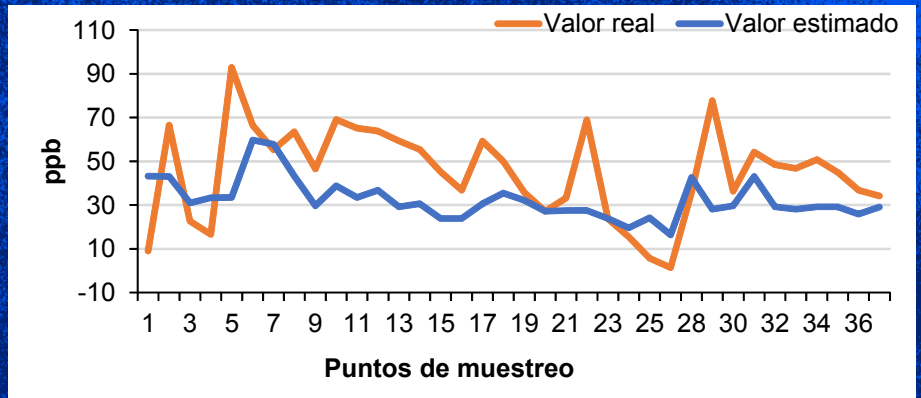
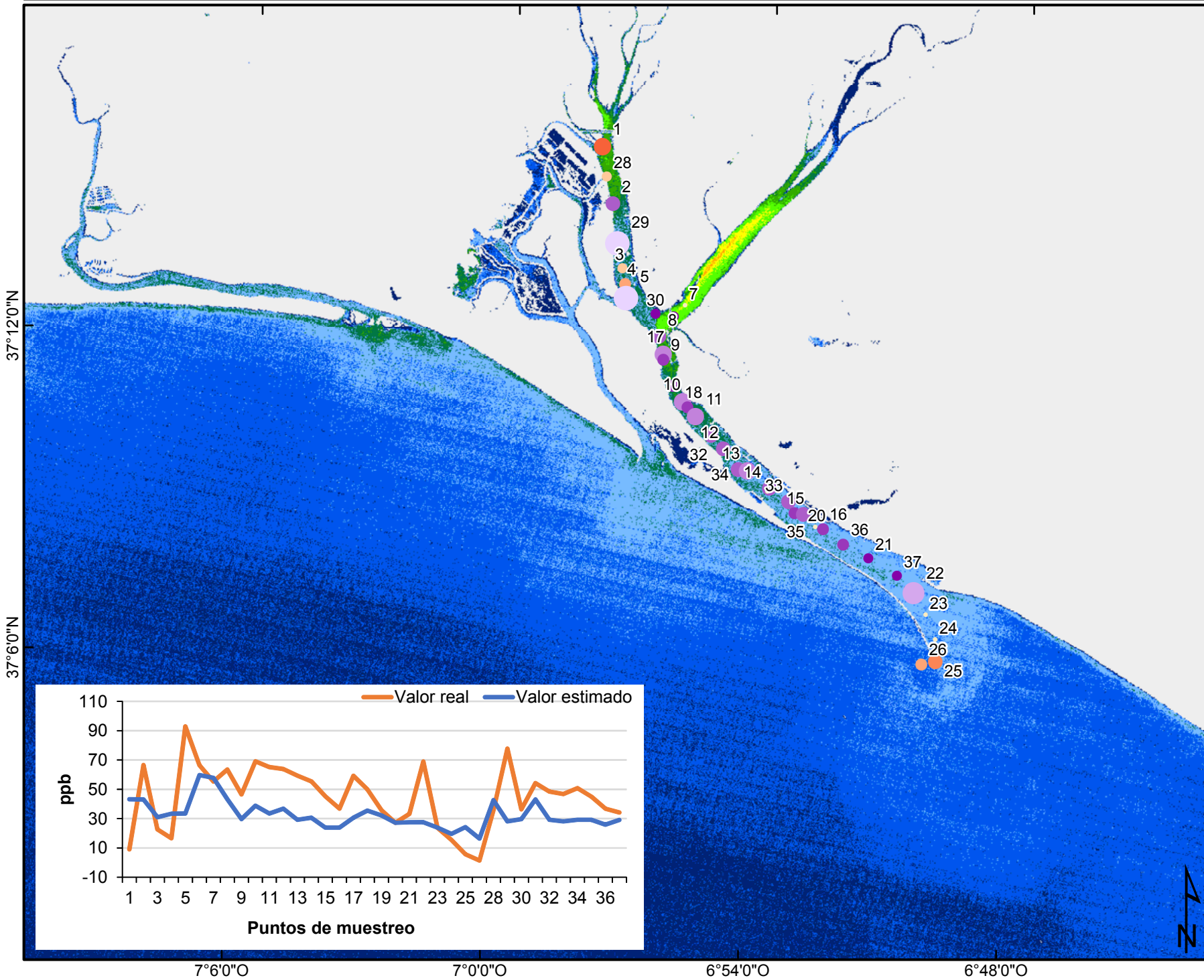
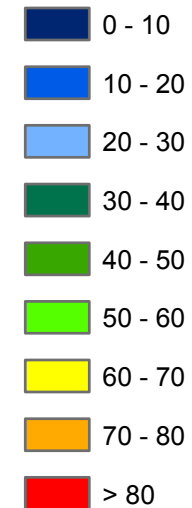
Clorofila a calculada con el mejor modelo multitemporal

22-05-1996

Residuo (% del rango)



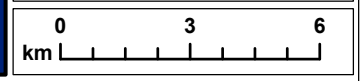
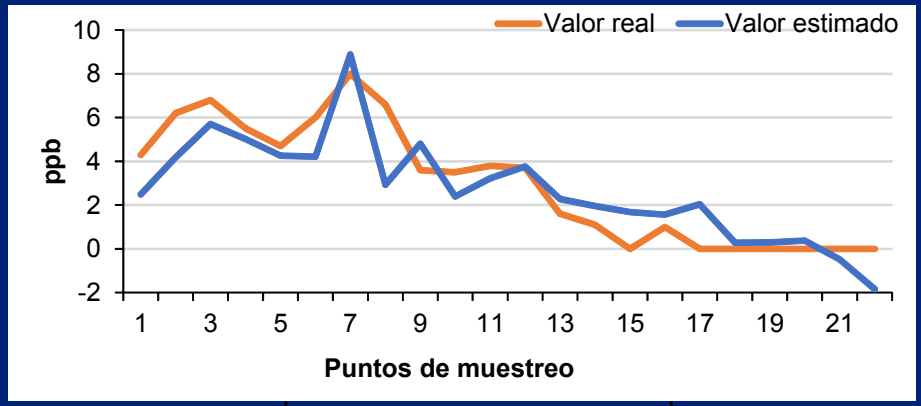
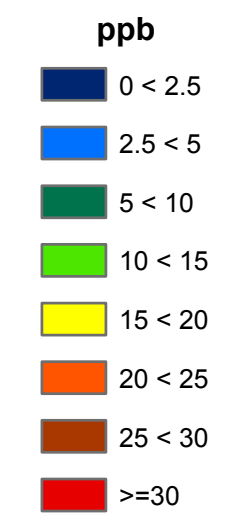
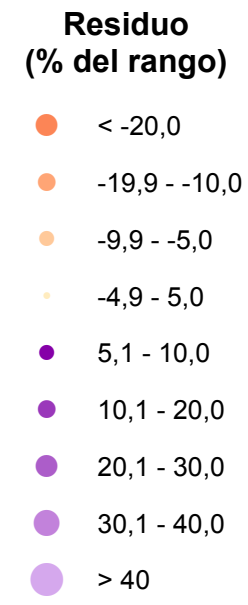
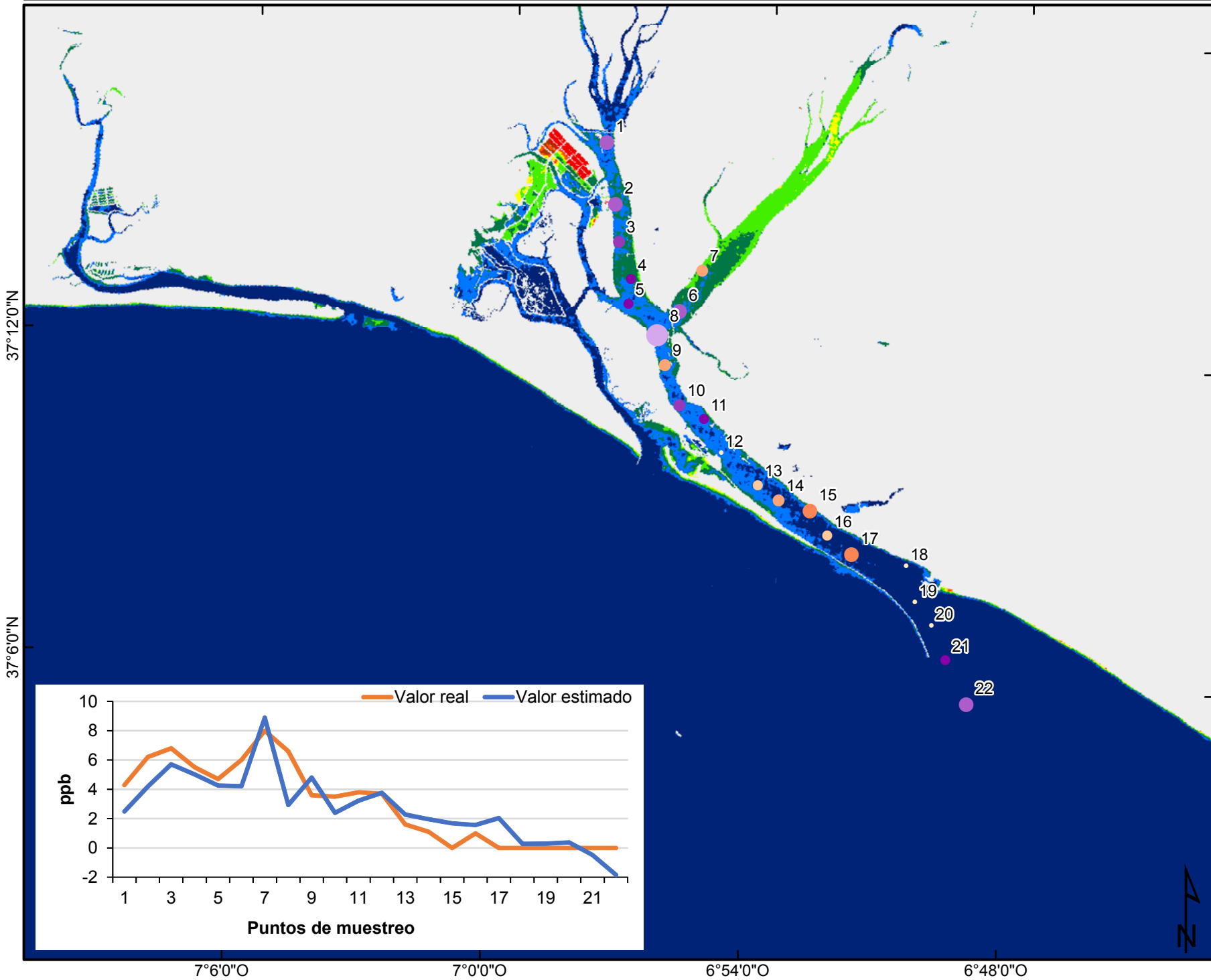
ppb



Anexo 4.5. Clorofila b

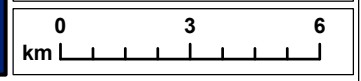
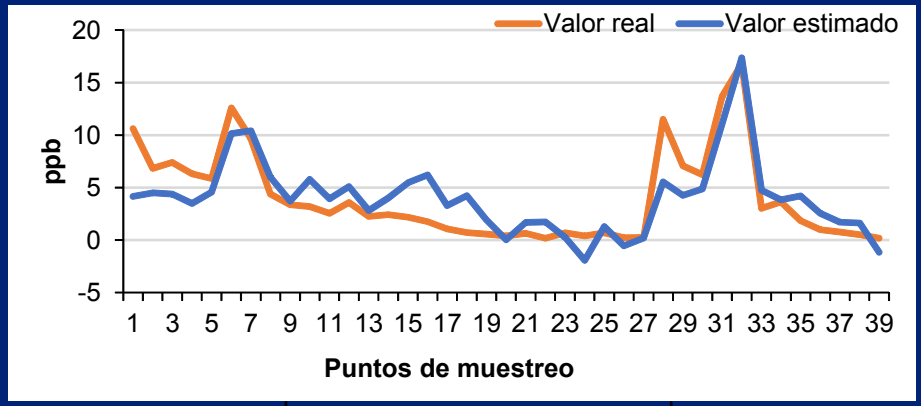
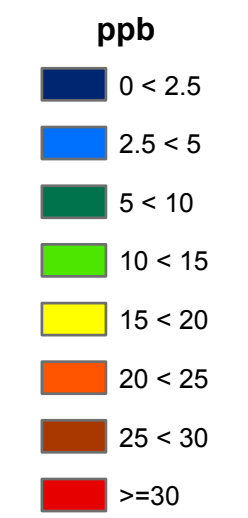
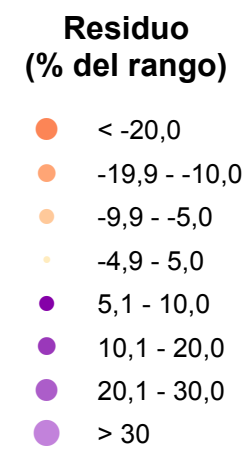
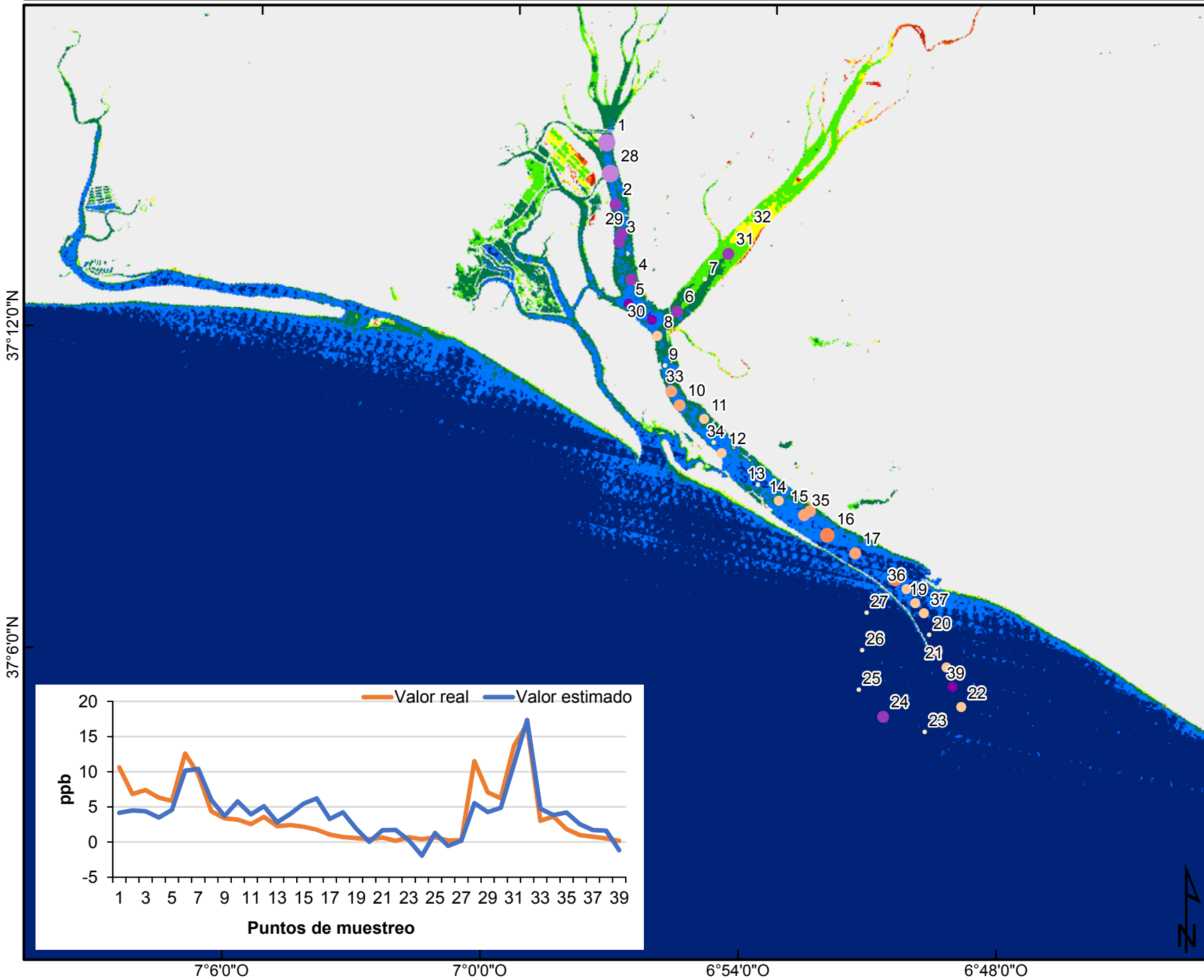
Clorofila b

15-06-1993



Clorofila b

25-11-1994



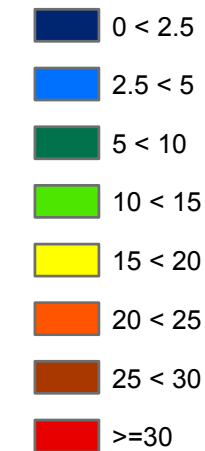
Clorofila b

09-09-1995

Residuo (% del rango)



ppb



37°12'0"N

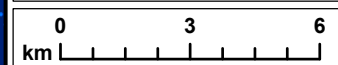
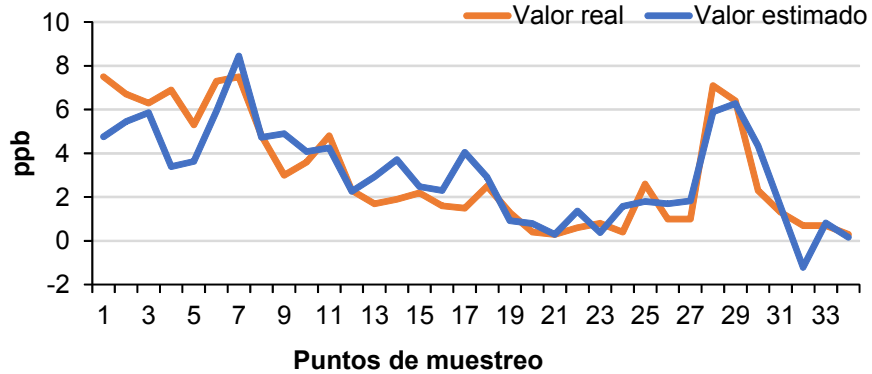
37°6'0"N

7°6'0"O

7°0'0"O

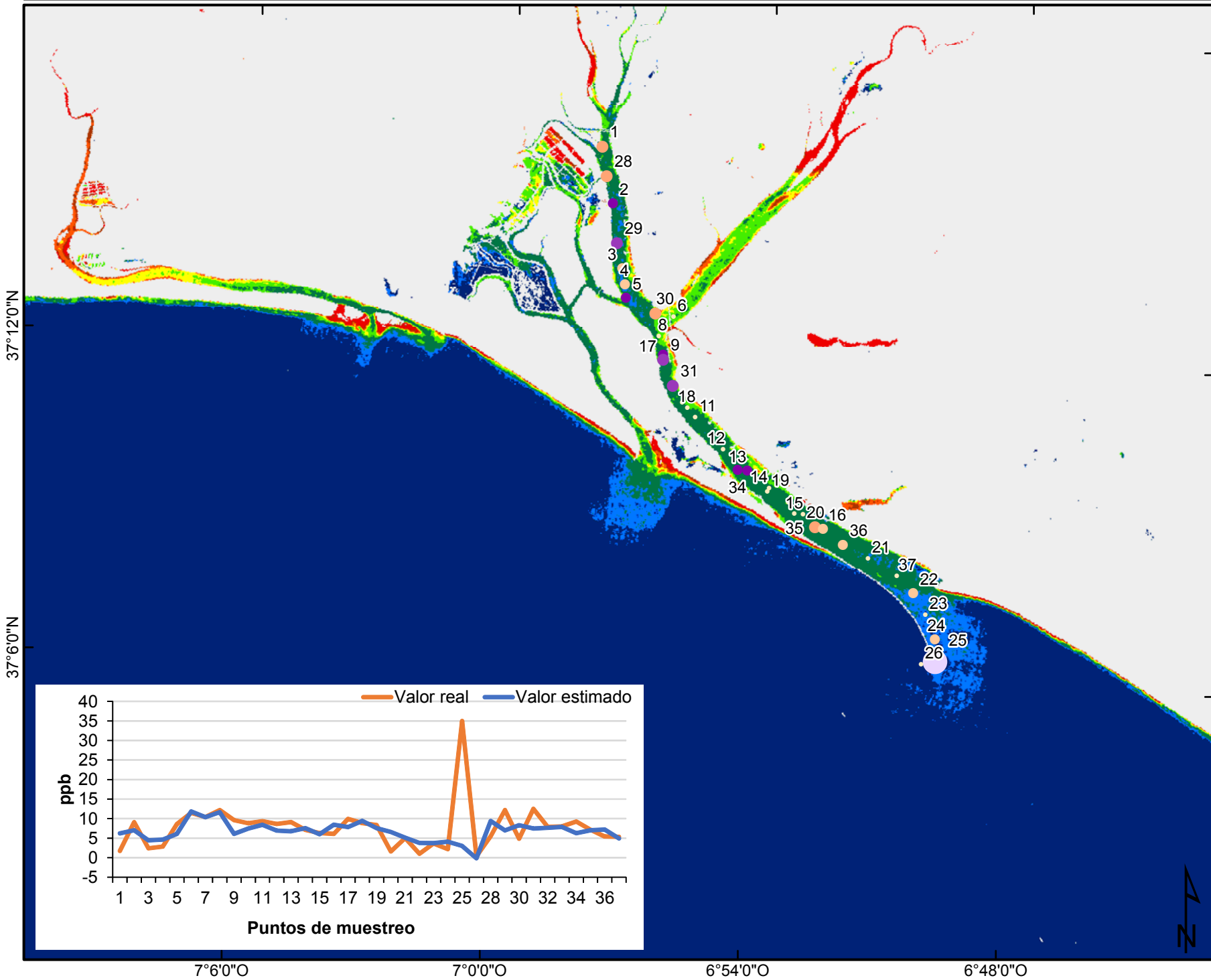
6°54'0"O

6°48'0"O

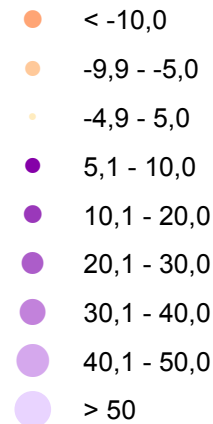


Clorofila b

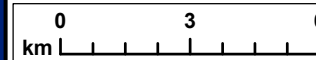
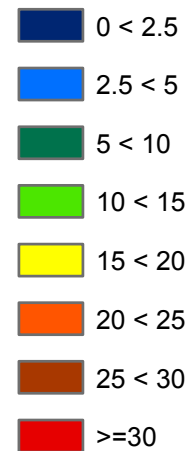
22-05-1996



Residuo (% del rango)

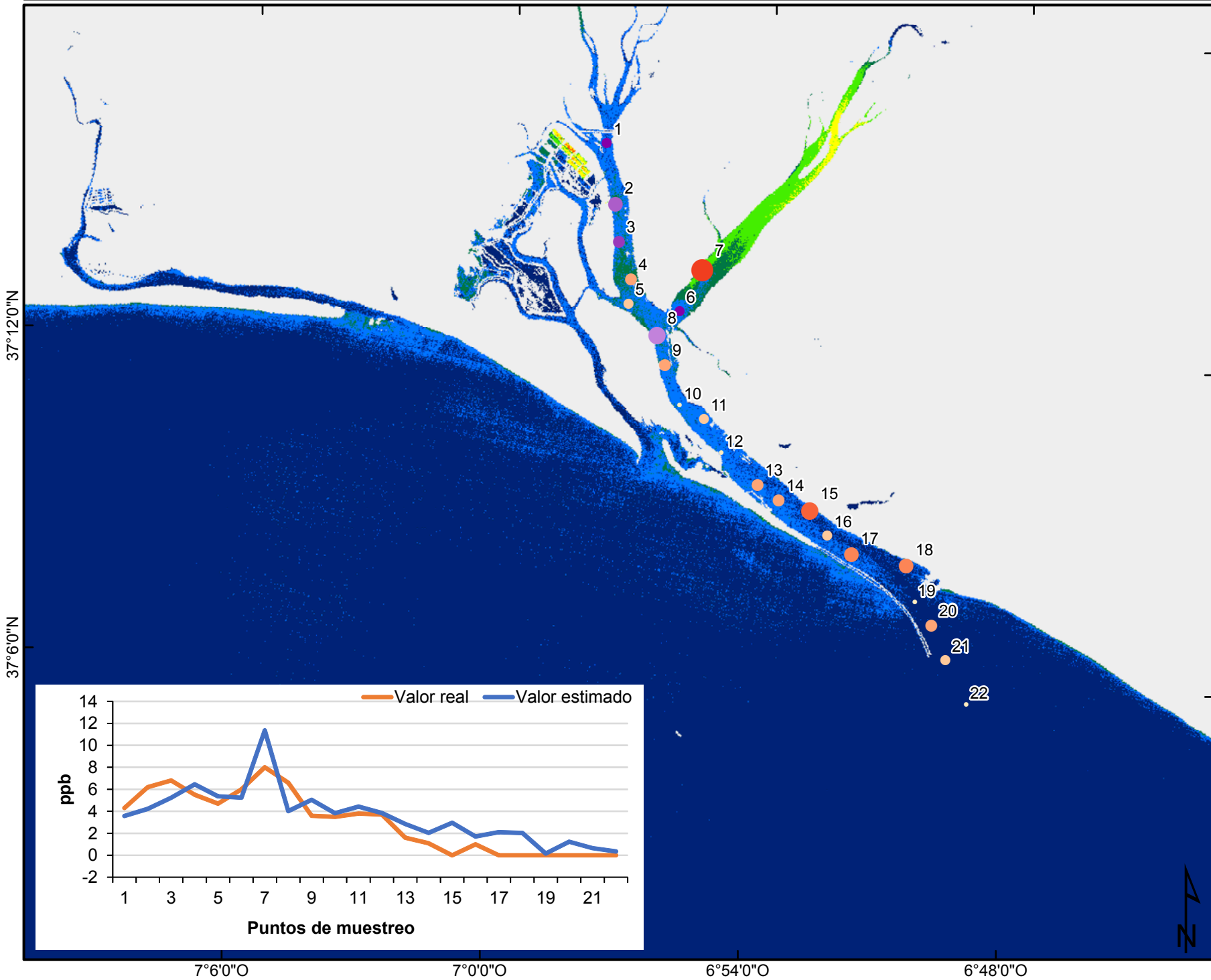


ppb



Clorofila b calculada con el mejor modelo multitemporal

15-06-1993

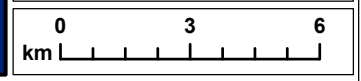
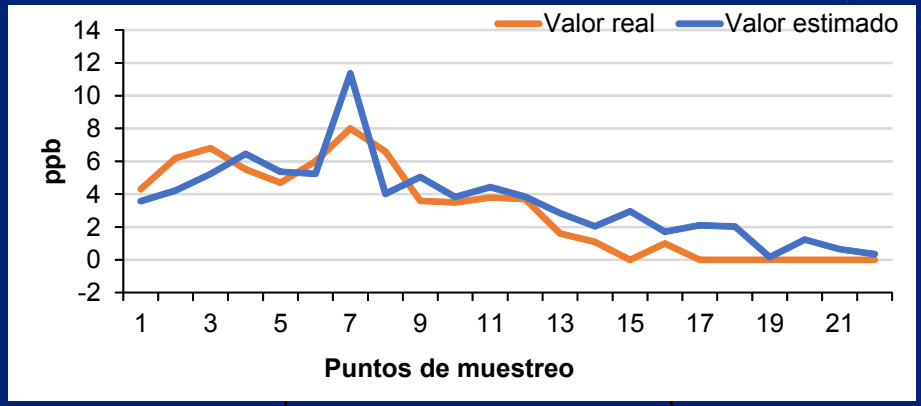


Residuo (% del rango)

- < -40,0
- -39,9 - -30,0
- -29,9 - -20,0
- -19,9 - -10,0
- -9,9 - -5,0
- -4,9 - 5,0
- 5,1 - 10,0
- 10,1 - 20,0
- 20,1 - 30,0
- > 30

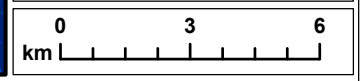
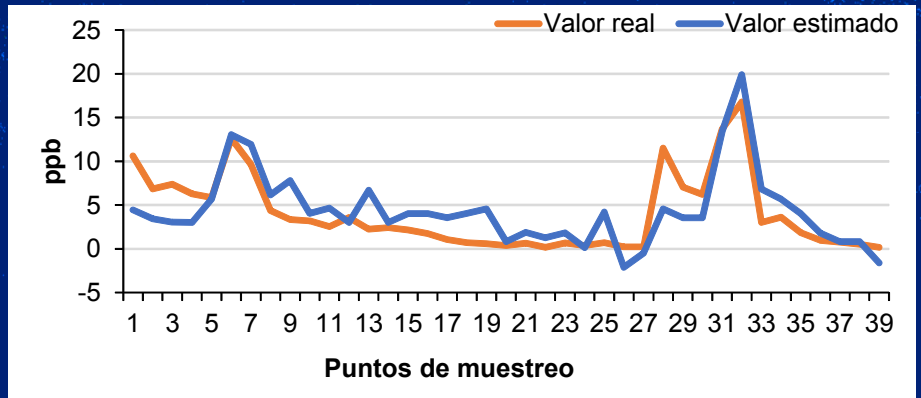
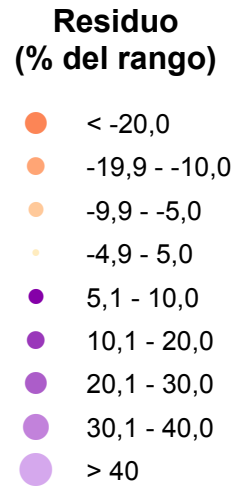
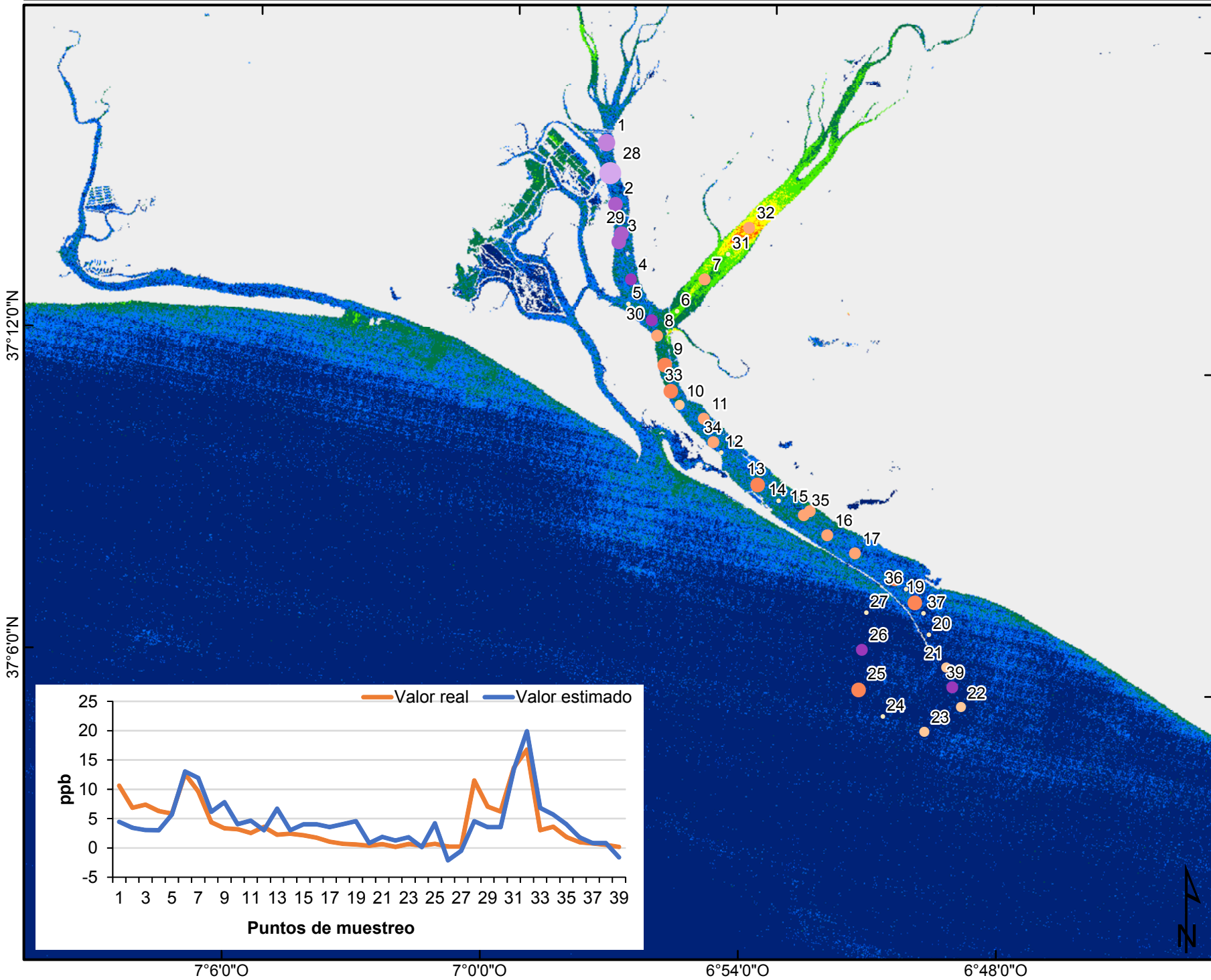
ppb

- 0 < 2,5
- 2,5 < 5
- 5 < 10
- 10 < 20
- 20 < 25
- 25 < 30



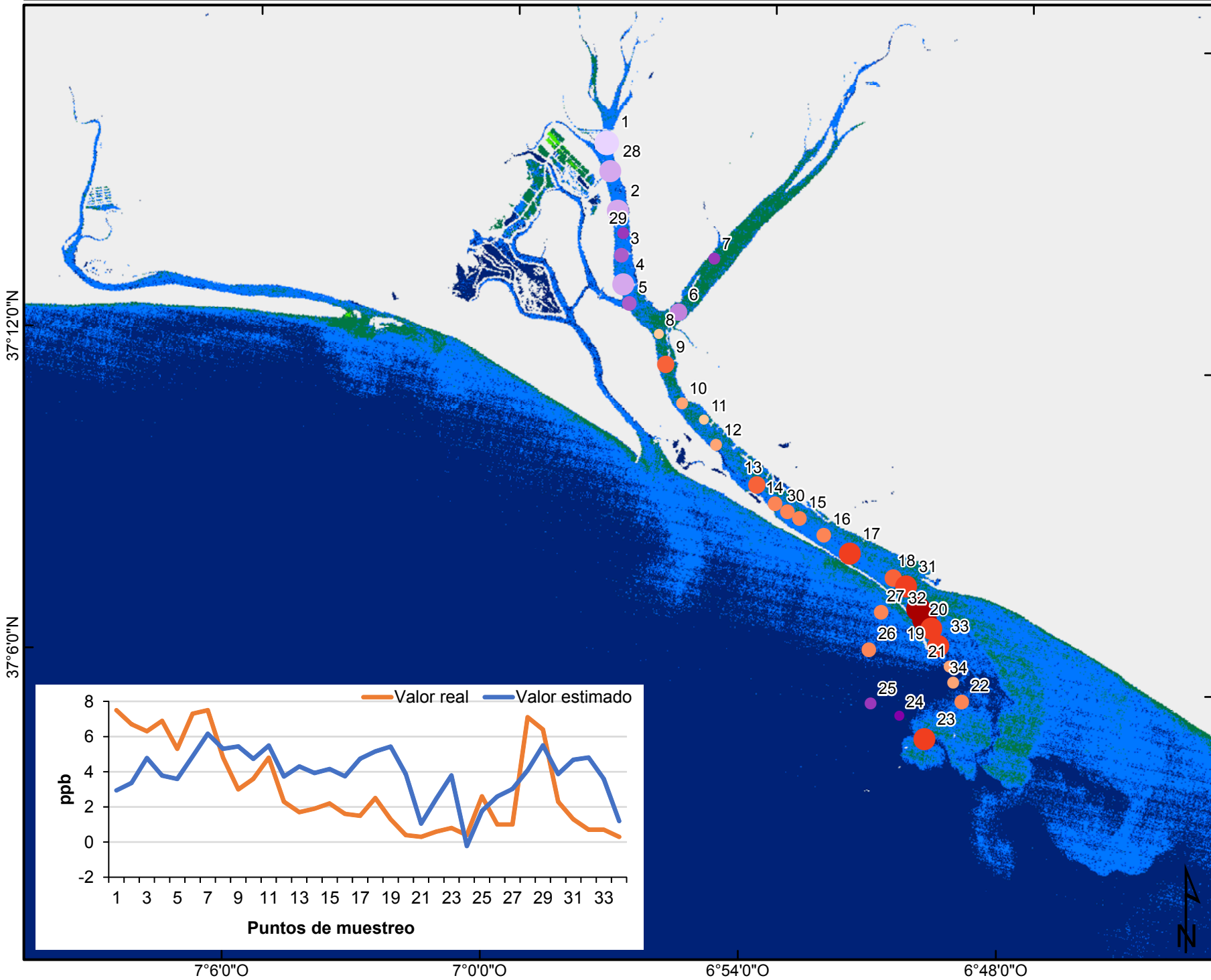
Clorofila b calculada con el mejor modelo multitemporal

25-11-1994

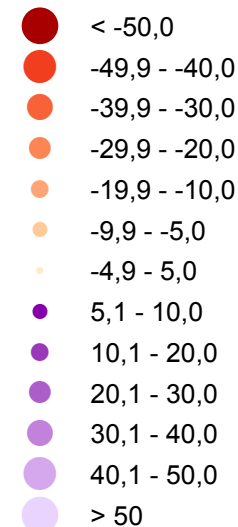


Clorofila b calculada con el mejor modelo multitemporal

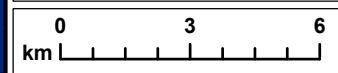
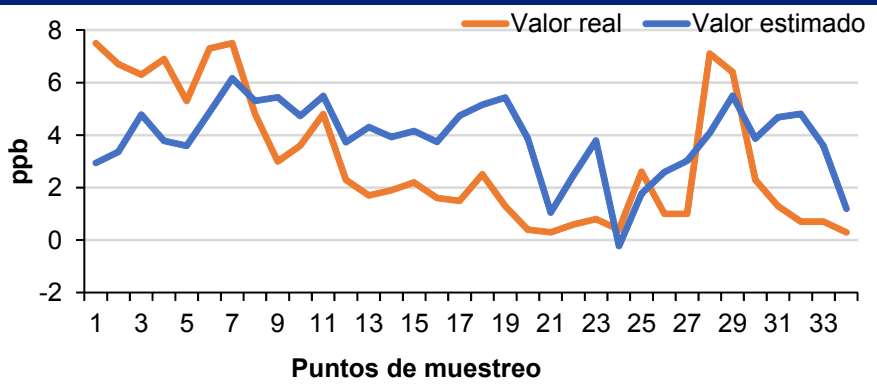
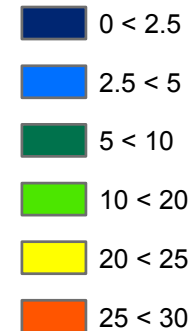
09-09-1995



Residuo (% del rango)

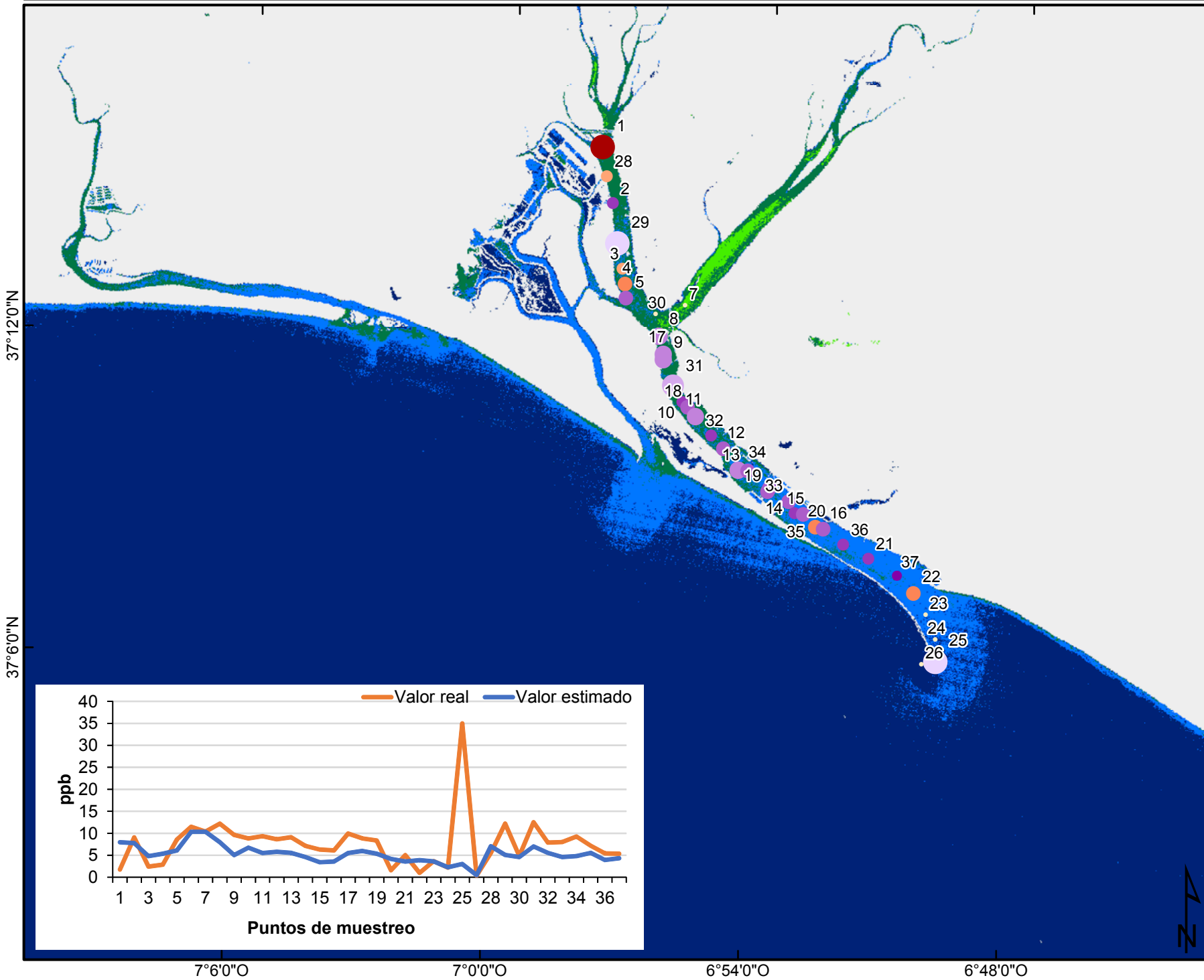


ppb

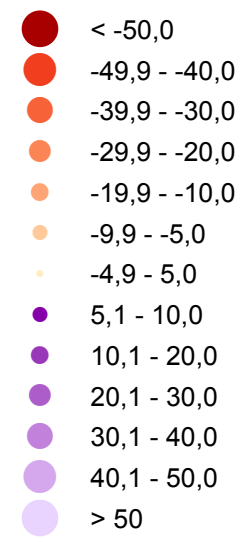


Clorofila b calculada con el mejor modelo multitemporal

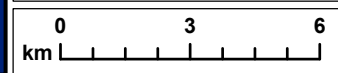
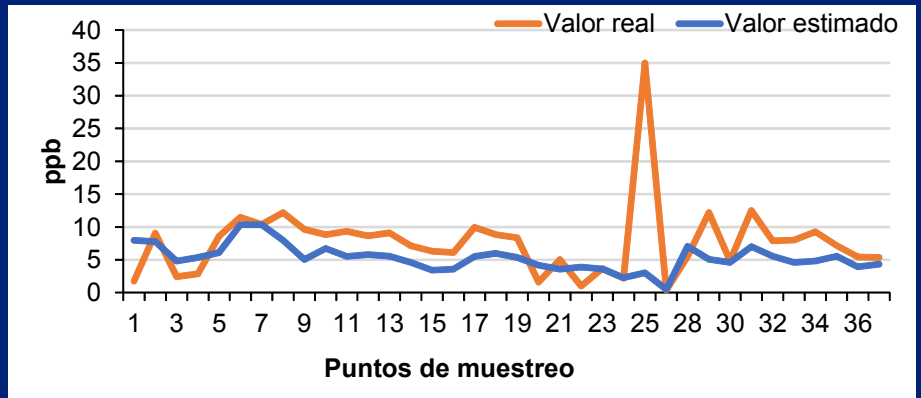
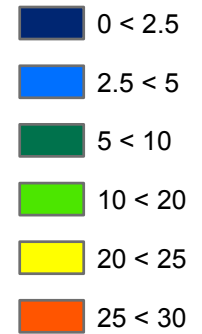
22-05-1996



Residuo (% del rango)



ppb



Anexo 4.6. Clorofila c

Clorofila c

15-06-1993

Residuo (% del rango)

- < -20,0
- 19,9 - -10,0
- 9,9 - -5,0
- 4,9 - 5,0
- 5,1 - 10,0
- 10,1 - 20,0
- 20,1 - 30,0
- > 30

ppb

- 0 < 2.5
- 2.5 < 5
- 5 < 10
- 10 < 15
- 15 < 20
- 20 < 25
- 25 < 30
- 30 < 35
- 35 < 40
- >=40

37°12'0"N

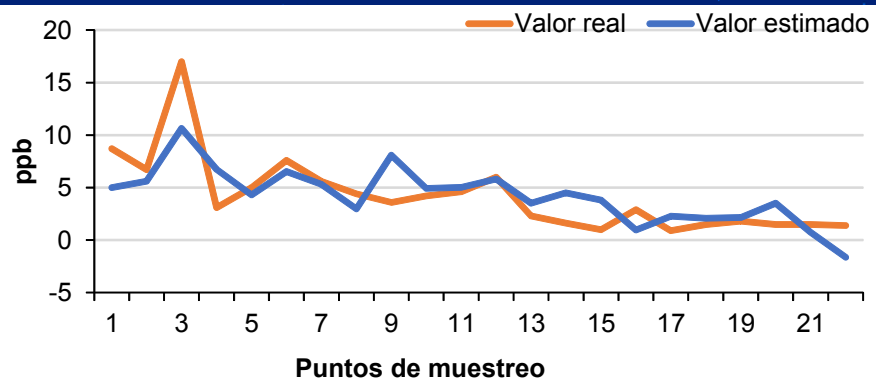
37°6'0"N

7°6'0"O

7°0'0"O

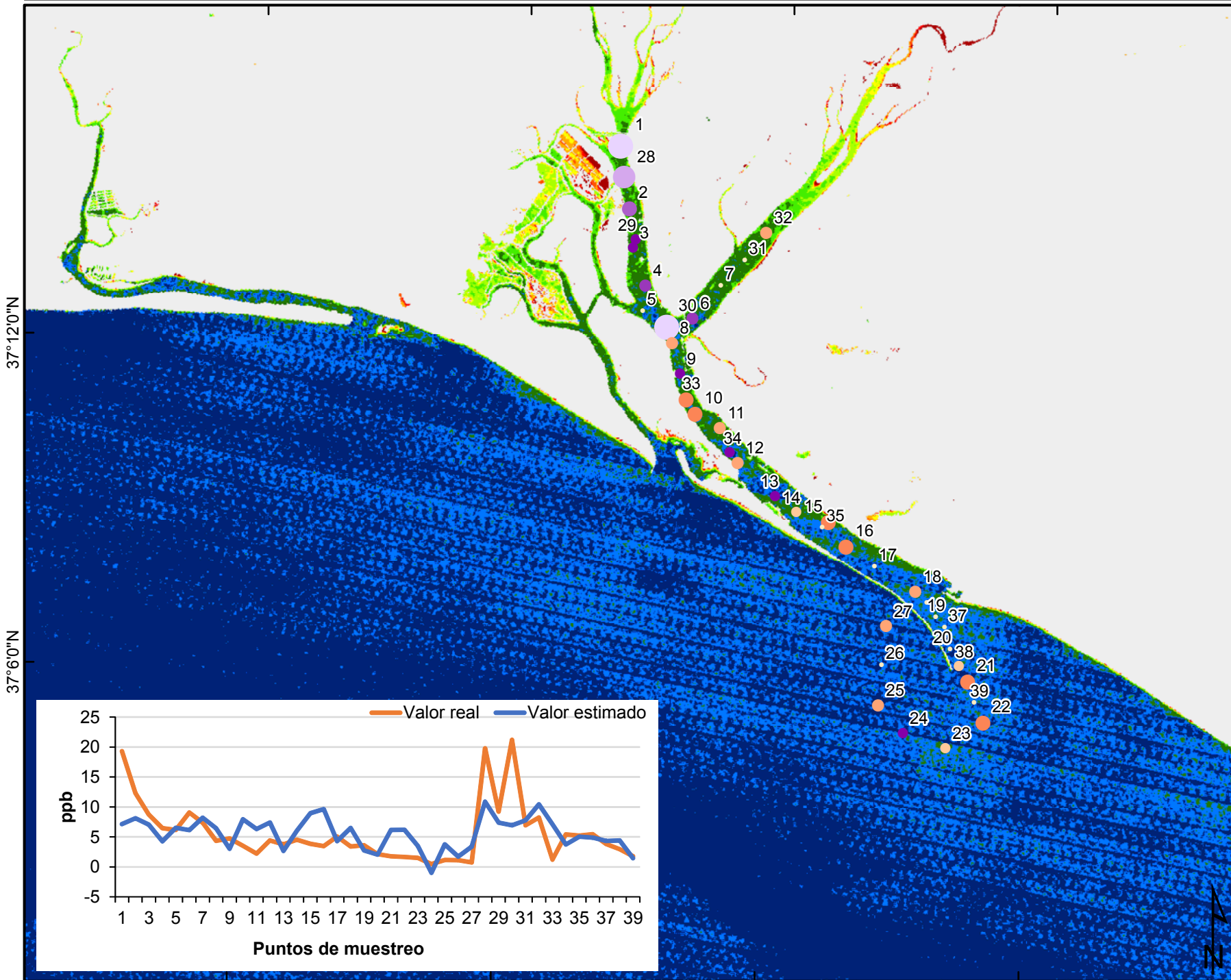
6°54'0"O

6°48'0"O



Clorofila c

25-11-1994

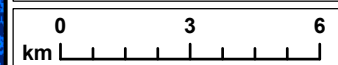
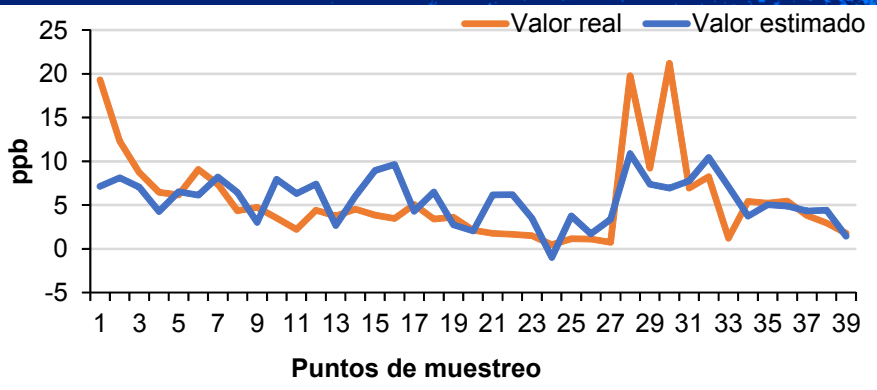


Residuo (% del rango)

- < -20,0
- -19,9 - -10,0
- -9,9 - -5,0
- -4,9 - 5,0
- 5,1 - 10,0
- 10,1 - 20,0
- 20,1 - 30,0
- 30,1 - 40,0
- 40,1 - 50,0
- > 50

ppb

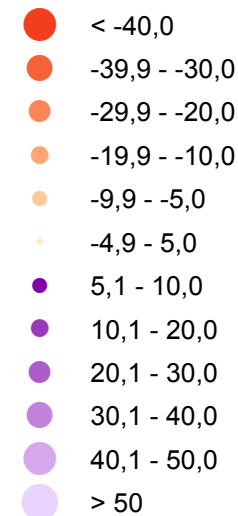
- 0 < 2,5
- 2,5 < 5
- 5 < 10
- 10 < 15
- 15 < 20
- 20 < 25
- 25 < 30
- 30 < 35
- 35 < 40
- >=40



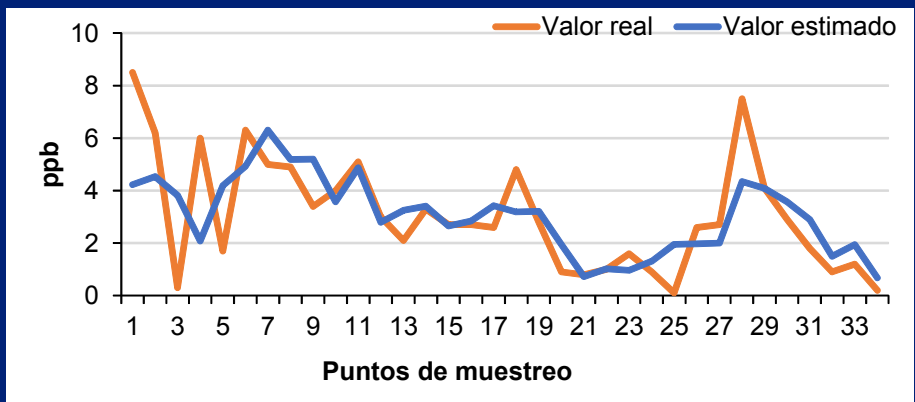
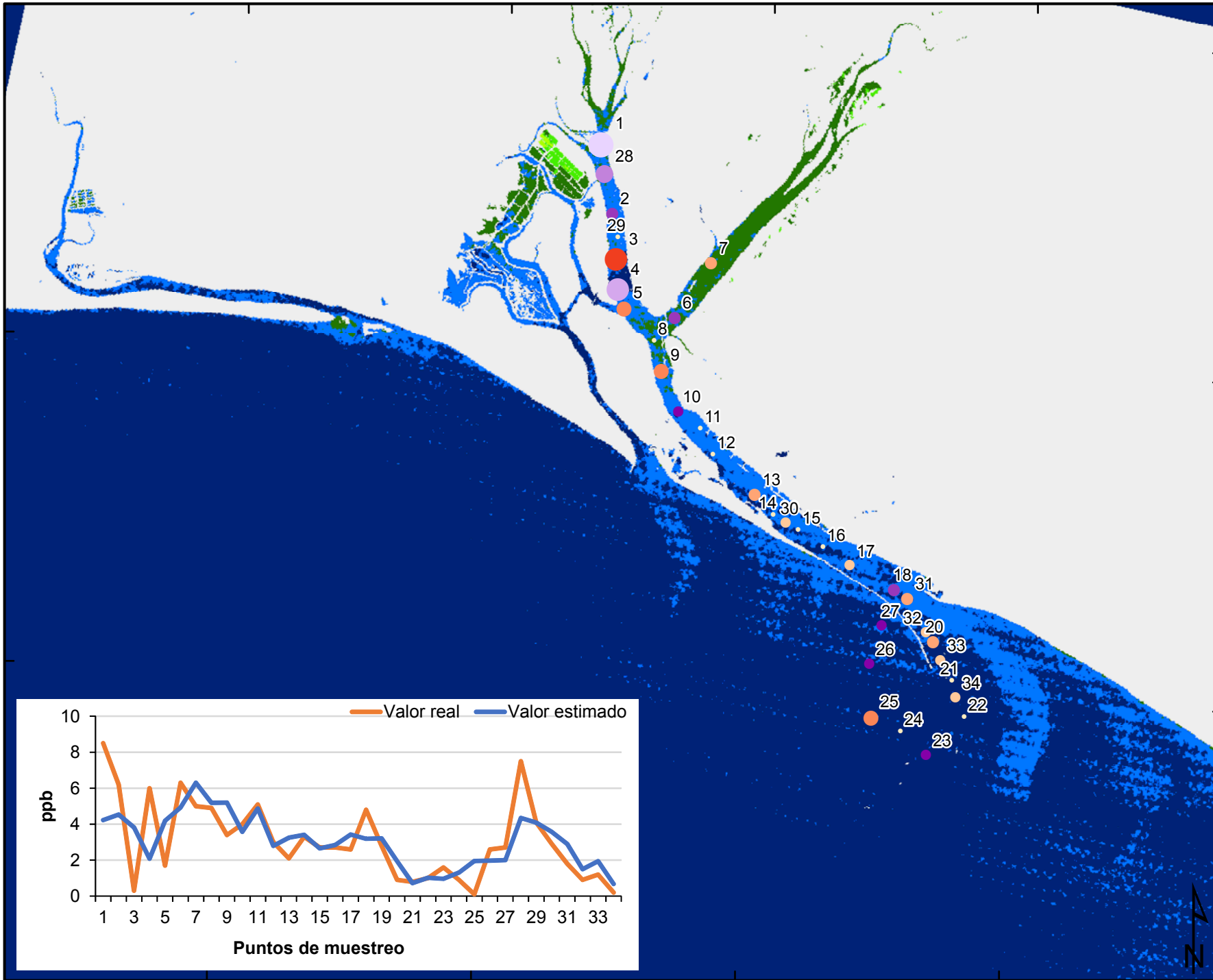
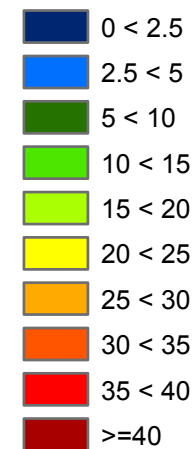
Clorofila c

09-09-1995

Residuo (% del rango)

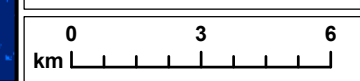
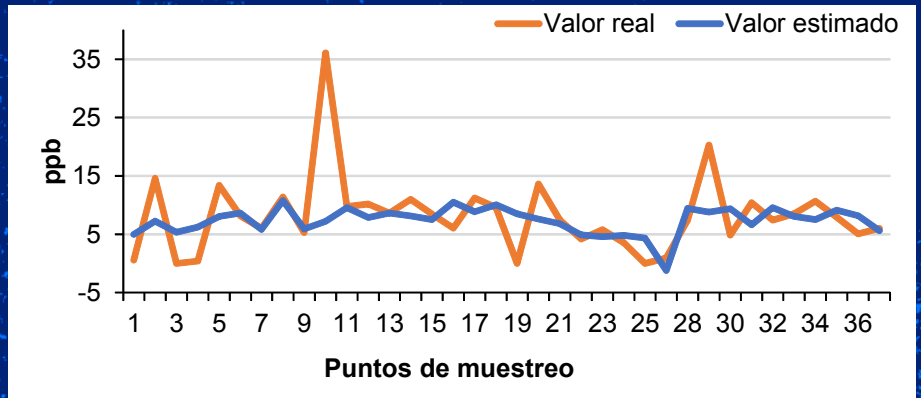
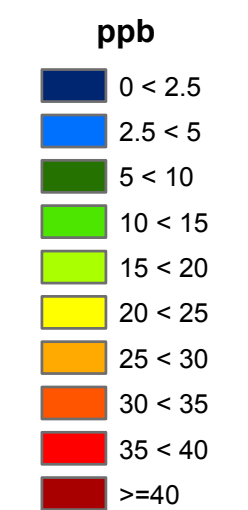
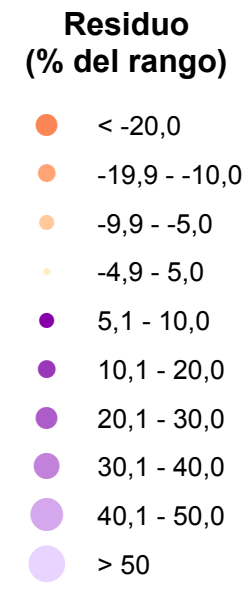
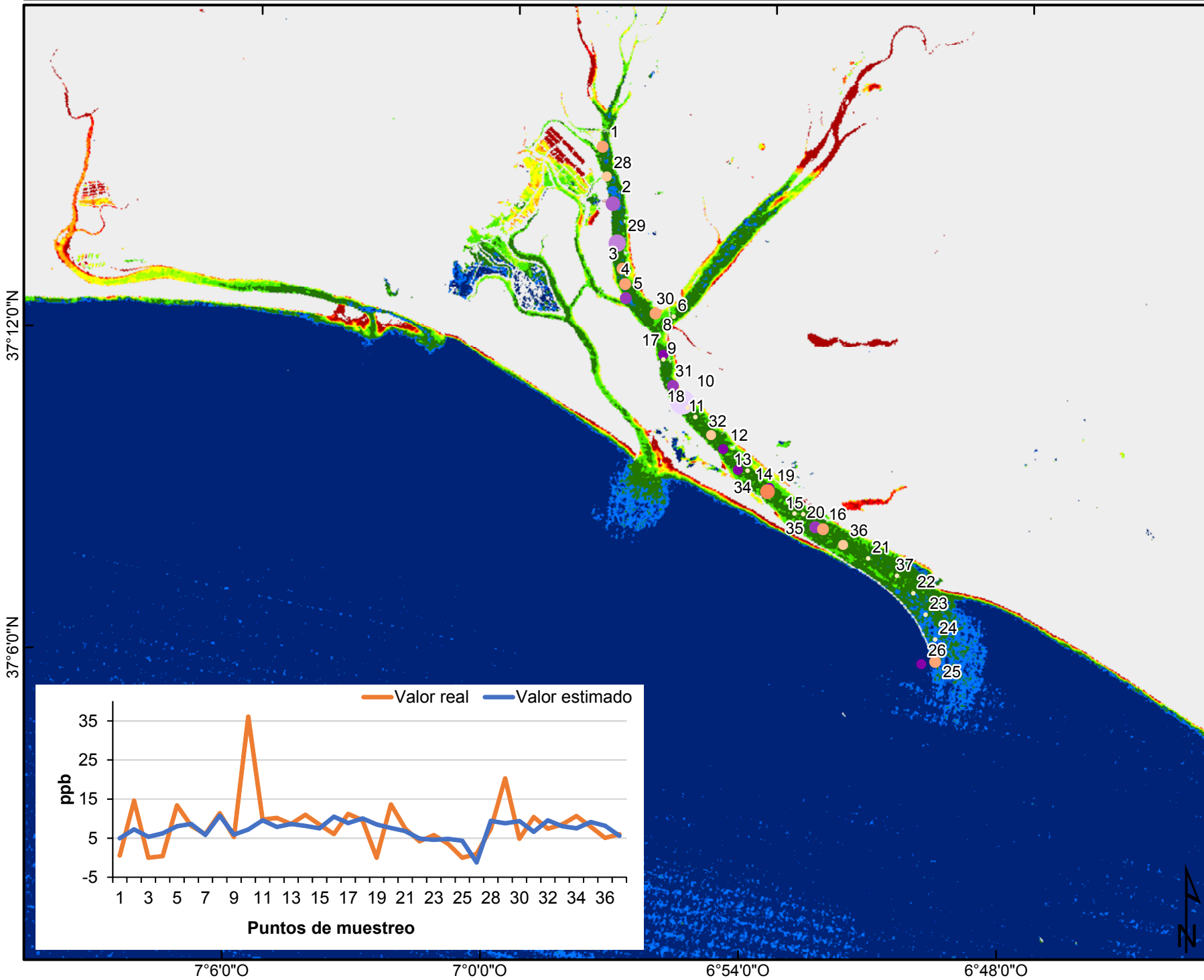


ppb



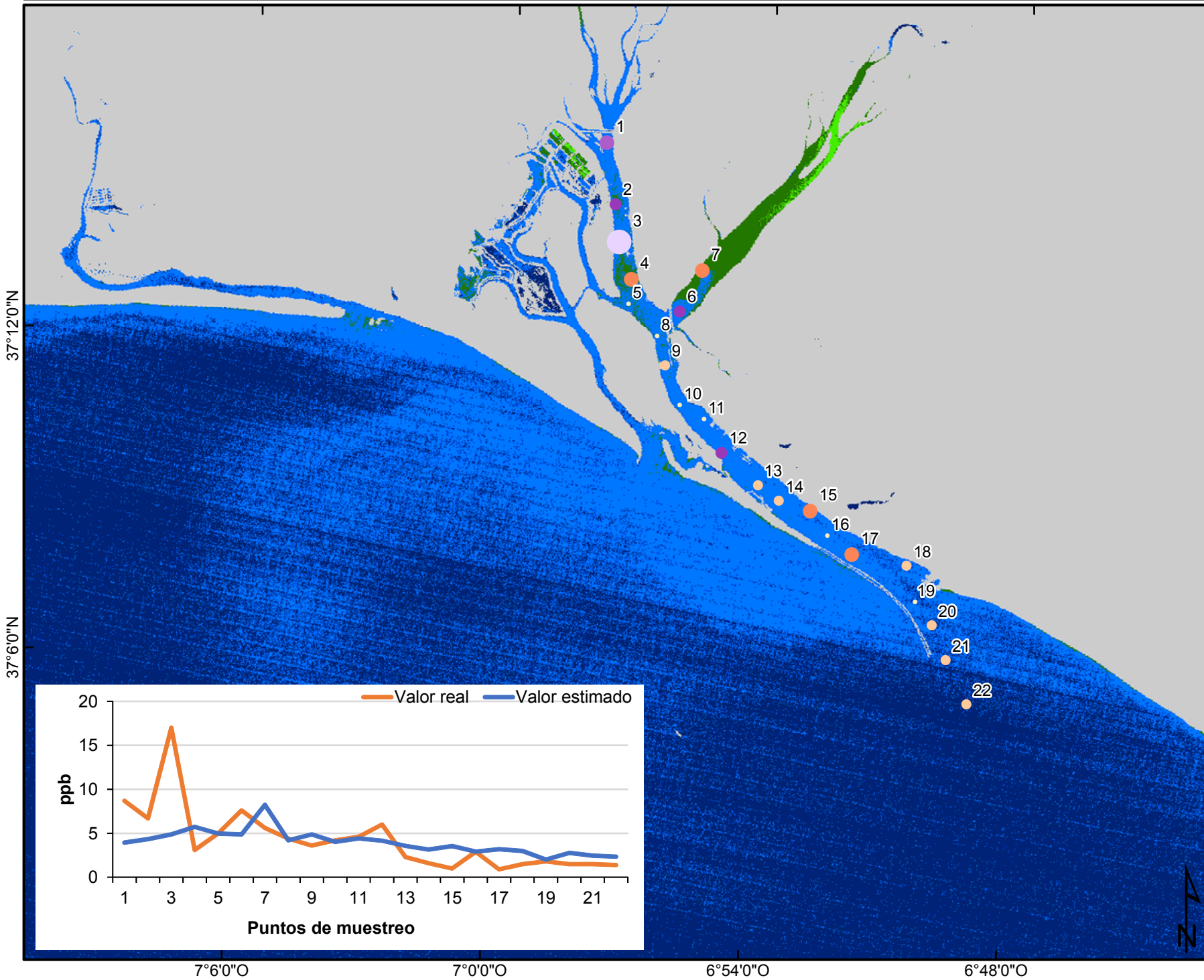
Clorofila c

22-05-1996



Clorofila c calculada con el mejor modelo multitemporal

15-06-1993

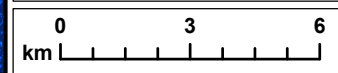
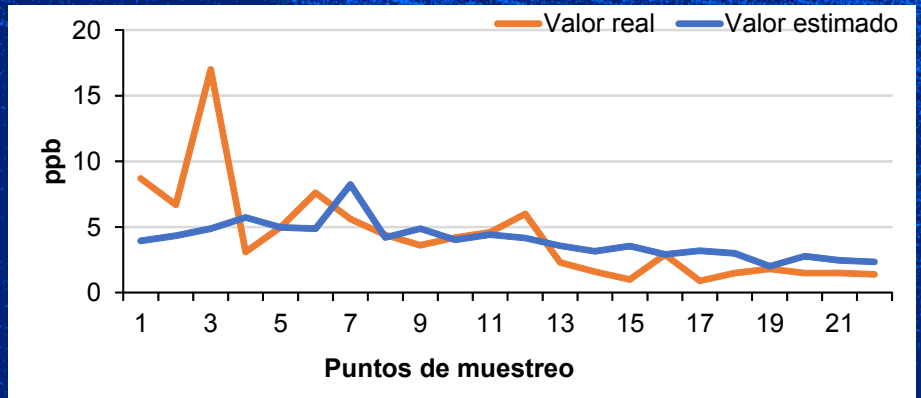


Residuo (% del rango)

- < -10,0
- -9,9 - -5,0
- -4,9 - 5,0
- 5,1 - 10,0
- 10,1 - 20,0
- 20,1 - 30,0
- 30,1 - 40,0
- 40,1 - 50,0
- > 50

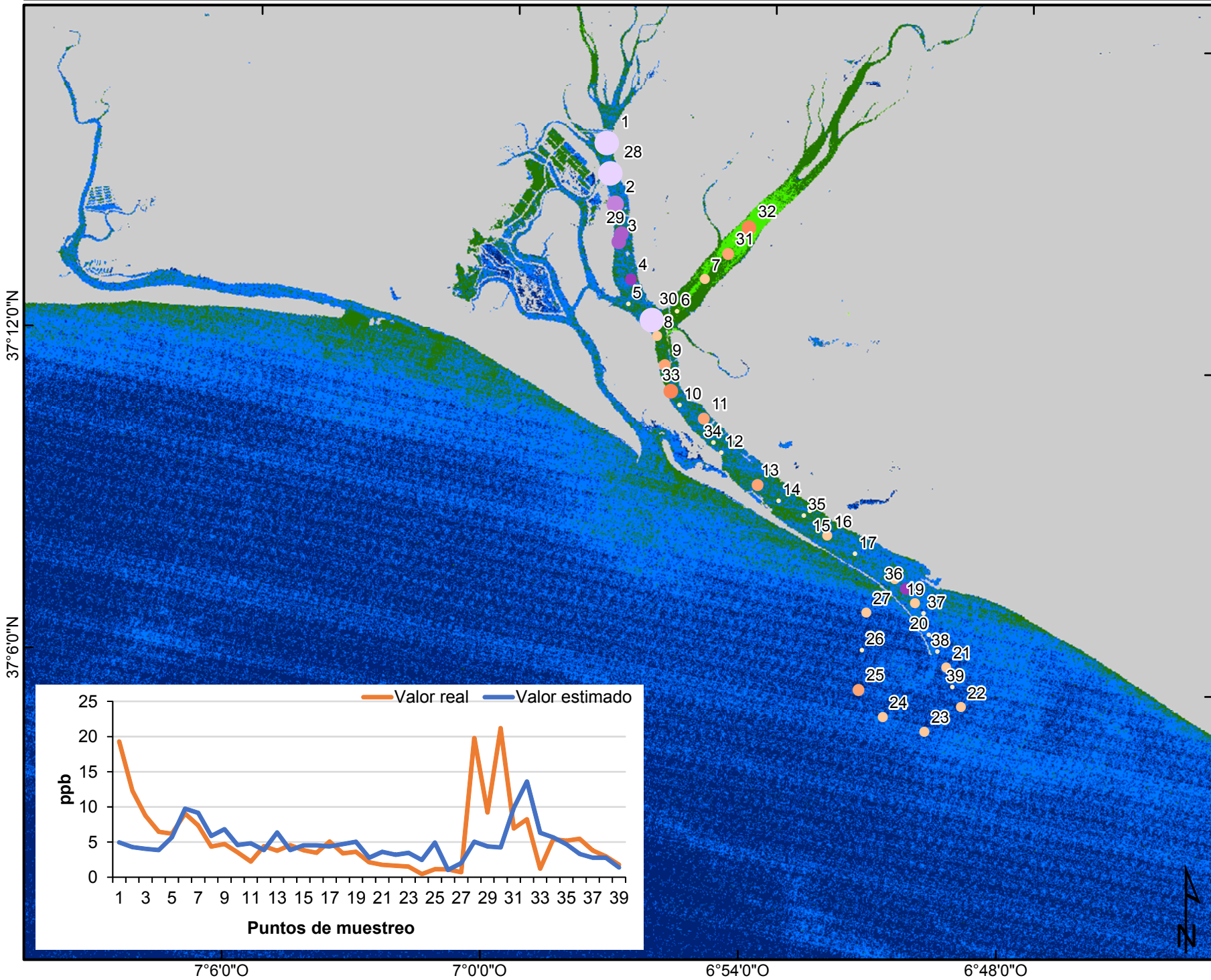
ppb

- 0 < 2,5
- 2,5 < 5
- 5 < 10
- 10 < 15
- 15 < 20



Clorofila c calculada con el mejor modelo multitemporal

25-11-1994

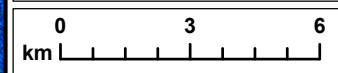
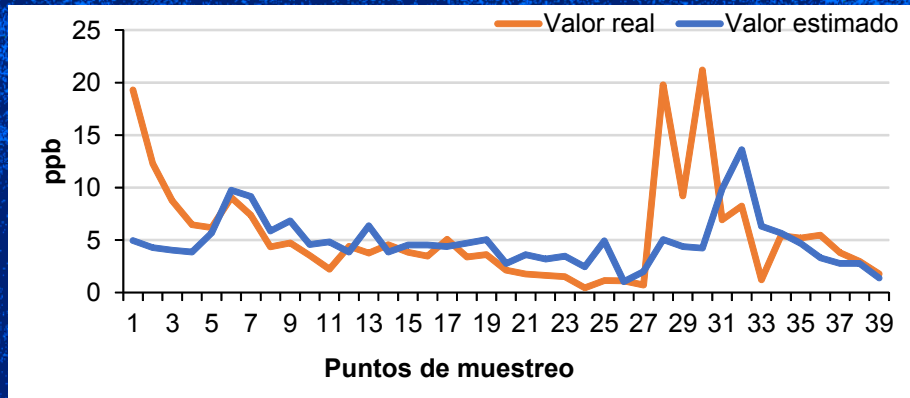


Residuo (% del rango)

- < -20,0
- -19,9 - -10,0
- -9,9 - -5,0
- -4,9 - 5,0
- 5,1 - 10,0
- 10,1 - 20,0
- 20,1 - 30,0
- 30,1 - 40,0
- 40,1 - 50,0
- > 50

ppb

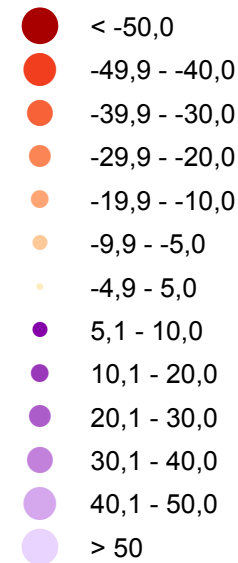
- 0 < 2,5
- 2,5 < 5
- 5 < 10
- 10 < 15
- 15 < 20



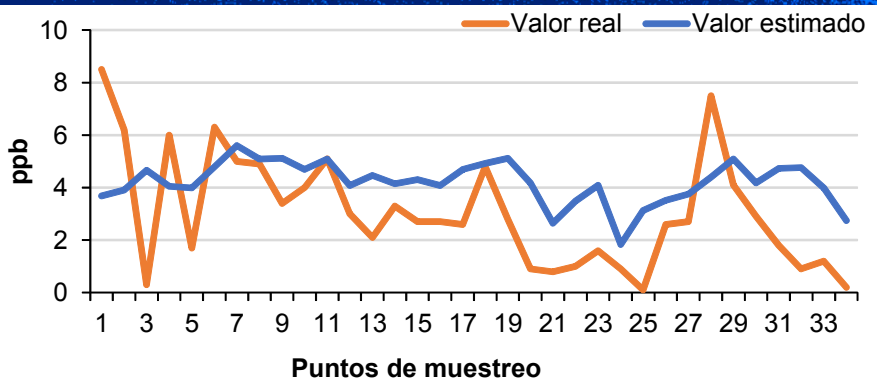
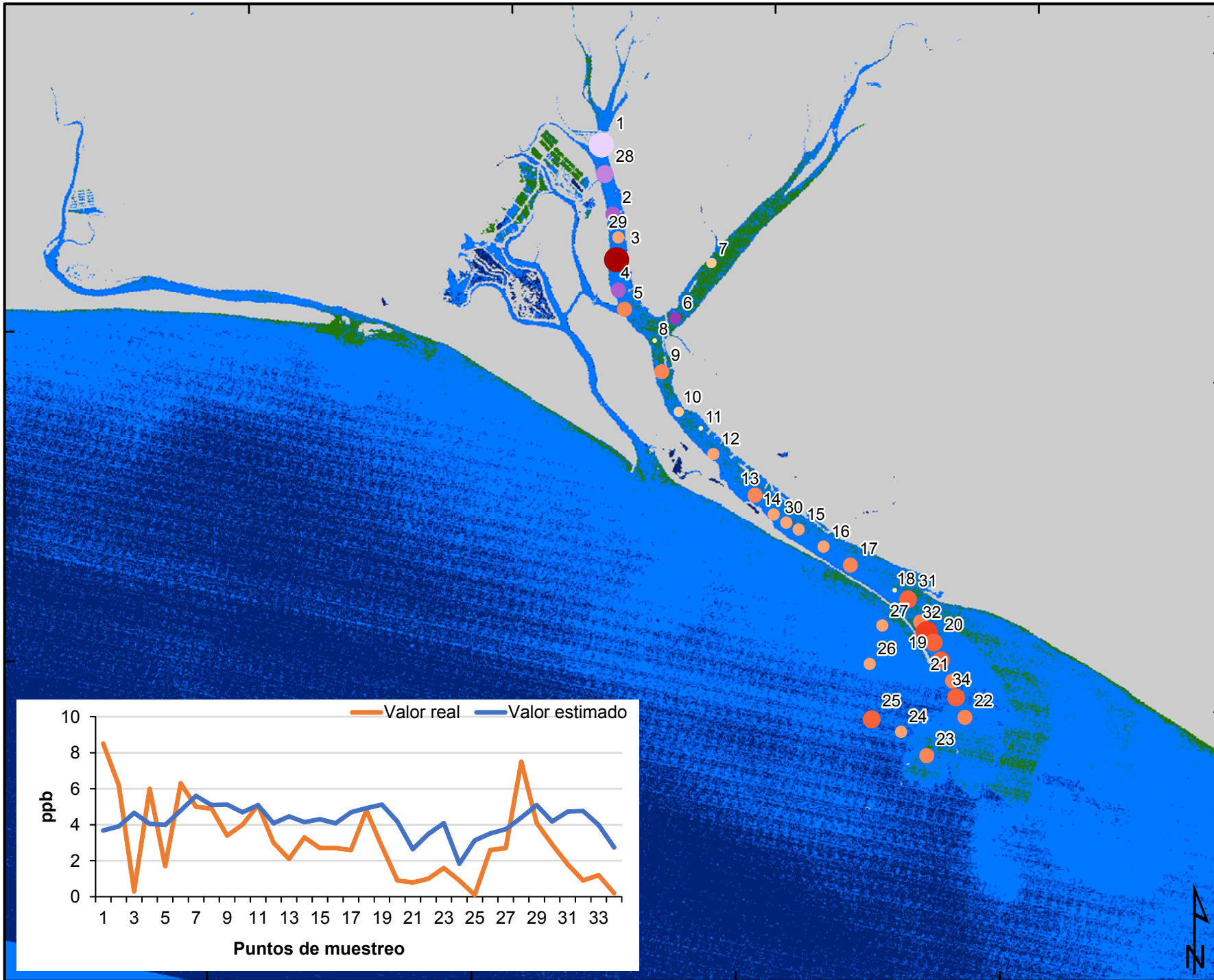
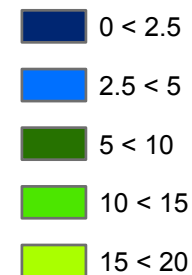
Clorofila c calculada con el mejor modelo multitemporal

09-09-1995

Residuo (% del rango)

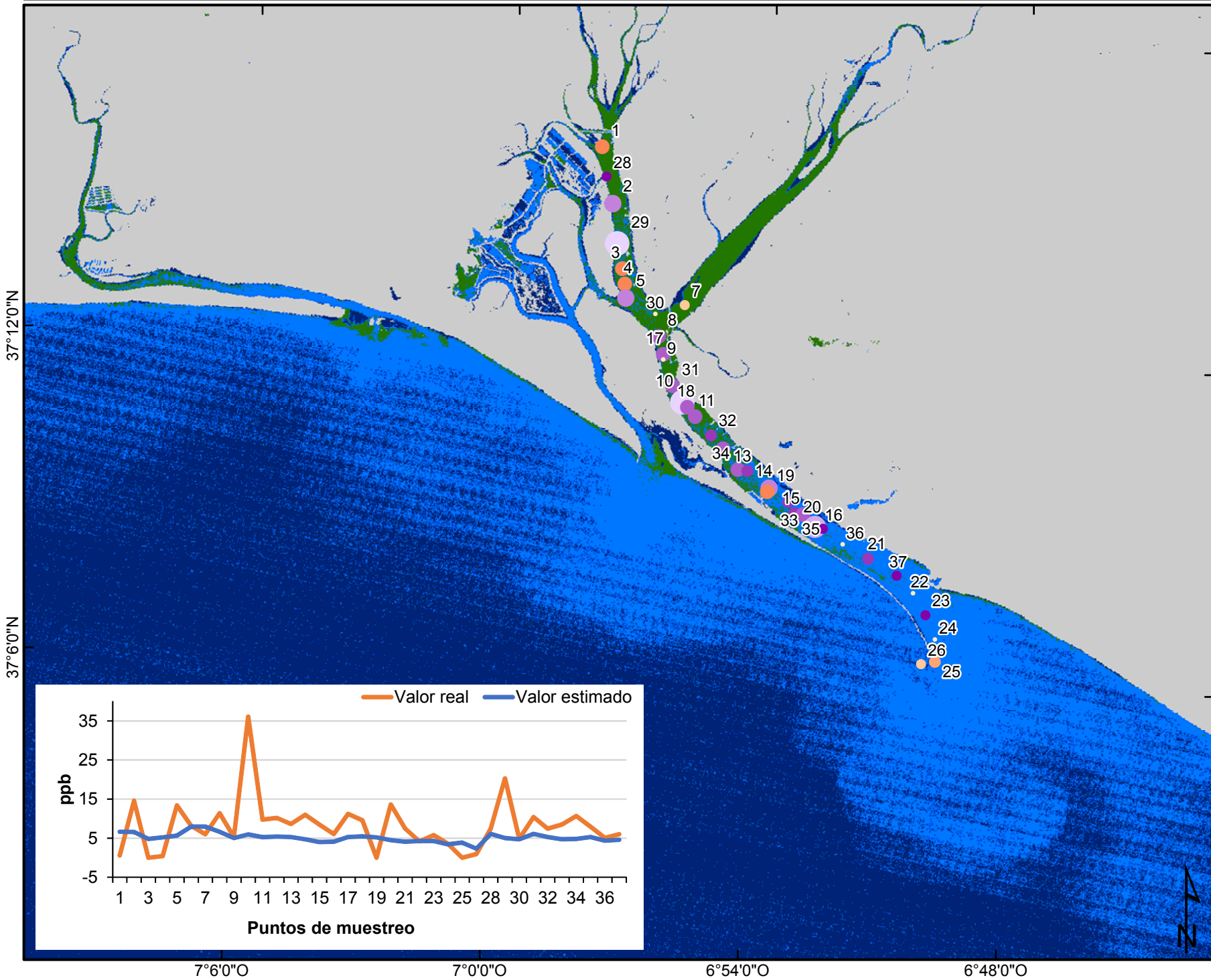


ppb



Clorofila c calculada con el mejor modelo multitemporal

22-05-1996

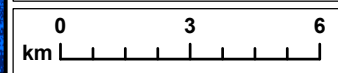
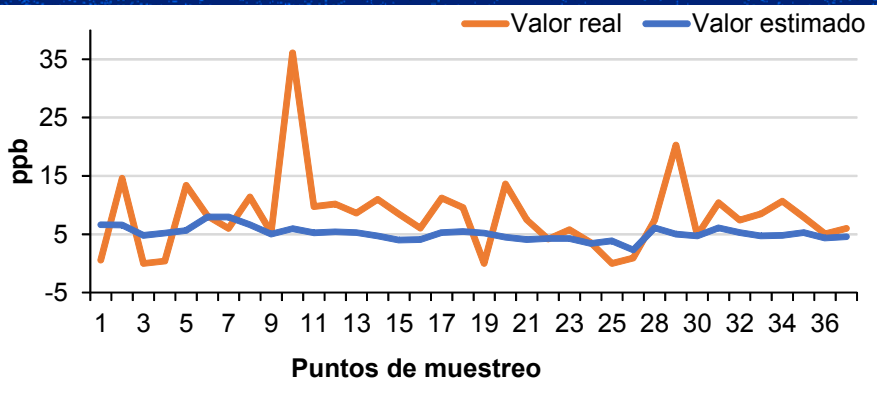


Residuo (% del rango)

- < -20,0
- -19,9 - -10,0
- -9,9 - -5,0
- -4,9 - 5,0
- 5,1 - 10,0
- 10,1 - 20,0
- 20,1 - 30,0
- 30,1 - 40,0
- 40,1 - 50,0
- > 50

ppb

- 0 < 2,5
- 2,5 < 5
- 5 < 10
- 10 < 15
- 15 < 20



Anexo 5. Terminología relativa a la circulación del agua y las mareas

Se presenta a continuación una definición de los términos más básicos sobre circulación del agua y las mareas, para facilitar la lectura de este documento.

ALTURA DE LA MAREA

Distancia vertical entre el nivel del mar y el nivel de reducción de sondas, o el nivel que se especifique, en un instante cualquiera (SHOA 2002).

AMPLITUD DE LA MAREA

La mitad de la diferencia en altura entre una pleamar y una bajamar consecutiva.

BAJAMAR

Nivel mínimo alcanzado por una marea vaciante en un día cualquiera.

COEFICIENTE DE MAREA

Es un valor que indica el rango de la marea prevista de forma relativa. El coeficiente de marea más alto posible es 118 (o 1.18, se expresa de cualquiera de las dos formas) y corresponde a la amplitud mayor de marea que se puede dar en un lugar, excluyendo los efectos meteorológicos. Aunque los coeficientes de marea son los mismos para todo el planeta en cada momento (vienen determinados por parámetros astronómicos), al aplicarse a diferentes amplitudes de marea en cada lugar en función de su posición y morfología particular, dan lugar a rangos de marea muy distintos (Tides4fishing 2015).

CORRIENTE

Movimiento horizontal del agua. Se clasifican en corrientes de marea y corrientes oceánicas. Las primeras son producidas por las mismas fuerzas que provocan las mareas. Las corrientes oceánicas, o corrientes propiamente dichas, constituyen los movimientos de un sistema circulatorio general (SHOA 2002).

CORRIENTE DE FLUJO

Movimiento de la corriente de marea hacia la costa.

CORRIENTE DE MAREA

El término se aplica exclusivamente a las corrientes periódicas producidas por la marea. Por lo general, son débiles en altamar, pero pueden adquirir cerca de las

costas velocidades suficientes para arrastrar las materias del fondo removidas por las olas.

Las corrientes de marea son corrientes que desplazan las aguas de mar sobre un gran espesor. La velocidad es débil en el océano, pero ya cerca de las orillas, varían mucho en dirección e intensidad, según la configuración de las orillas; por eso puede llegar a ser considerable en las entradas de golfos profundos y relativamente angostos. Pero cualquiera que sea la complejidad de estas corrientes, su característica es su renovación sin cambio con las mismas mareas. En consecuencia, pueden ser previstas muy exactamente, después de ser objeto de observaciones precisas (Hicks 2000).

CORRIENTE DE REFLUJO

Movimiento de la corriente de marea hacia fuera de la costa (SHOA 2002).

DURACIÓN DEL FLUJO Y DEL REFLUJO

Duración del flujo es el tiempo durante el cual una corriente fluye en marea creciente y la duración del reflujo es el tiempo cuando la corriente fluye en marea vaciante, calculándose estos intervalos de tiempo desde el promedio de la estoa. Juntos cubren un período promedio de 12,42 horas para una corriente semidiurna, o un período de 24,84 horas para una corriente diurna. En una corriente de marea semidiurna normal, el tiempo de duración del flujo y del reflujo será en cada uno, aproximadamente, igual a 6,21 horas; pero estos intervalos pueden ser modificados por la presencia de un flujo libre de marea. En un río, el tiempo de duración del reflujo es, generalmente, mayor que el tiempo de duración del flujo, debido al desagüe fluvial (Hicks 2000).

DURACIÓN DE LA CRECIENTE Y VACIANTE

Duración de la creciente es el tiempo que transcurre desde la bajamar hasta la pleamar; y duración de la vaciante es el tiempo que transcurre desde la pleamar hasta la bajamar. Juntos cubren un período promedio de 12,42 horas para una semidiurna o mixta y un período de 24,84 horas para una marea diurna. En una marea semidiurna normal, la duración de la creciente y de la vaciante será aproximadamente igual a 6,21 horas por cada período; pero en aguas de bajos fondos o poco profundas y en ríos, se hace notar que existe la tendencia de una disminución en la duración de la creciente y un aumento correspondiente en la duración de la vaciante (SHOA 2002).

ESTOA

Es el momento en que la velocidad de la corriente de marea está cerca de cero. También se dice que es el momento en que la corriente cambia de dirección y su velocidad es nula. Este término también se aplica a todo el período de baja velocidad que se aproxima a la hora de la inversión de la corriente. La relación de la hora de la estoa y las fases de la marea varía con la localidad. En algunos casos ocurre cerca de las horas de la pleamar o bajamar; mientras que en otros lugares, la estoa puede ocurrir en horas intermedias, entre la pleamar y bajamar o viceversa (SHOA 2002).

FASE DE MAREA

Momento del ciclo de marea en que nos encontramos o al que nos referimos. Se puede indicar como diferencia horaria con la bajamar o pleamar más próxima.

FLUJO

La marea ascendente o creciente recibe el nombre de marea de flujo.

HIPERSINCRÓNICO

Ver Modelos de propagación de la marea en estuarios.

HIPOSINCRÓNICO

Ver Modelos de propagación de la marea en estuarios.

MAREA

El ascenso y descenso rítmico y alternado de la superficie del océano (o nivel del agua) y de los cuerpos de agua conectados con el océano, tales como: estuarios, golfos y canales, que ocurren dos veces al día sobre la mayor parte de la Tierra. y que resultan de la atracción gravitacional de la Luna y en menor grado de la del Sol, actuando desigualmente sobre partes diferentes de la Tierra en rotación (Hicks 2000).

MESOMAREAL

Cuando la carrera de marea está comprendida entre los 2 metros y los 4 metros (SHOA 2002).

MODELOS DE PROPAGACIÓN DE LA MAREA EN ESTUARIOS

“Cuando la onda de marea alcanza la costa y se introduce en un cuerpo de agua semiconfinado como un estuario, donde el rango de marea es relativamente grande comparado con la profundidad, se generan una serie de efectos resonantes que van a

modificar sus características. Estos efectos van a estar modificados por dos parámetros principales: el prisma de marea y la sección del estuario. El prisma de marea se define como el volumen de agua entre pleamar y bajamar que entra y sale del estuario durante el ciclo mareal. La sección o convergencia del estuario tiene una doble influencia (...). La variación del área de dicha sección junto con el prisma de marea determinará variaciones en la amplitud de la marea y en la velocidad de la corriente residual en el estuario. A medida que el estuario se va estrechando hacia la cabecera, aumentará la amplitud de la marea y se intensificará la corriente. Este efecto se contrarresta con la disminución gradual de profundidad hacia la cabecera del estuario, que acentúa el efecto de la fricción entre la columna de agua y el fondo. La relación entre convergencia y fricción permite definir dos tipos de estuario en función del modelo de propagación de la onda de marea (Le Floch 1961):

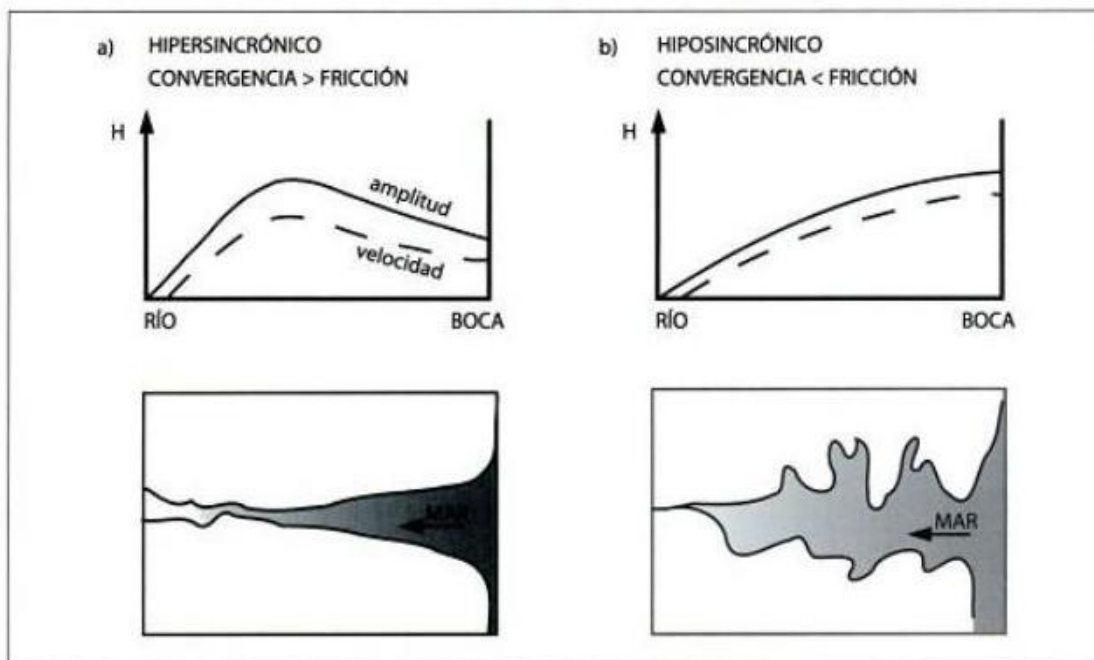


Figura A5.1. Modelos de propagación de la marea en estuarios (Arche Miralles 2010, p.635)

- a) Estuario hipersincrónico, la forma de embudo del estuario genera un aumento gradual de la amplitud mareal y de la velocidad de la corriente debido al estrechamiento gradual de la sección del estuario. A partir de cierto punto, la fricción con el fondo y los márgenes de la cuenca produce una disminución de los parámetros mareales hacia el río. Las condiciones

hipersincrónicas son típicas de ambientes dominados por la marea, por lo que la mayoría de estuarios entrarían dentro de esta clasificación.

- b) Estuario hiposincrónico son estuarios donde la fricción siempre supera el efecto de la convergencia, dando lugar a una disminución continua de la amplitud y la velocidad mareal en dirección hacia la cabecera. Estas condiciones son típicas de ambientes controlados por el oleaje. Este tipo de comportamiento de la onda de marea es propio también de las rías, donde la profundidad es mucho mayor que el rango mareal, y el efecto de la fricción se puede considerar despreciable. Así, estos procesos no lineales de alteración de la onda mareal no son significativos, salvo en las zonas más internas o zonas estuáricas” (Arche Miralles 2010, pp.634–635).

ONDA DE MAREA

Onda de larga duración que tiene su origen en la fuerza productora de la marea y la cual se manifiesta en la subida y bajada de ésta. Cuando el agua alcanza su altura máxima se la llama pleamar y la altura mínima equivale a la bajamar. El período de una onda de marea es el tiempo transcurrido entre dos pleamares sucesivas (SHOA 2002).

PLEAMAR

Nivel máximo alcanzado por una marea creciente. Este nivel puede ser efecto exclusivo de mareas periódicas o pueden sumarse a éstas los efectos de condiciones meteorológicas prevaletientes.

PRISMA DE MAREA

Es el volumen de agua que se desplaza hacia dentro o fuera de una bahía u otra cuenca durante cada ciclo de marea. Se calcula normalmente como el producto del rango de marea y el área de la cuenca a media marea (Hicks 2000).

RANGO DE MAREA

Es la diferencia en altura entre una pleamar y una bajamar consecutiva (SHOA 2002)

RÉGIMEN DE MAREA

Forma característica de la marea, con referencia a la relación entre la onda diurna y la semidiurna. La marea se clasifica en: diurna, semidiurna y mixta, no habiendo límites

bien definidos que permitan separar los grupos. La marea se llama diurna cuando predomina la onda diurna y se produce una sola pleamar y una sola bajamar en cada día durante la mayor parte del mes. Se llama semidiurna, si la onda predominante es semidiurna y se producen dos pleamares y dos bajamares cada día con una desigualdad relativamente pequeña entre sus alturas. En la marea mixta resultan importantes, tanto la onda diurna como la semidiurna, caracterizándose por una desigualdad de las alturas de las pleamares y bajamares. Por lo general, se producen dos pleamares y dos bajamares cada día, resultando diurna ocasionalmente (SHOA 2002)

SEMIDIURNA

Que tiene un período o ciclo de aproximadamente la mitad de un día de marea. El tipo predominante de marea en todo el globo es la semidiurna con dos pleamares y dos bajamares cada día. La corriente de marea se dice es semidiurna cuando hay dos períodos de flujo o creciente y dos períodos de reflujos o vaciante cada día. Una componente semidiurna tiene dos máximos y dos mínimos cada día y su símbolo se acompaña generalmente por el subíndice 2 (Hicks 2000).