



Título del Trabajo Fin de Master:

**IDENTIFICACIÓN DE LAS
CONDICIONES AMBIENTALES DE
UN ESTUARIO MEDITERRÁNEO
(ESTANY DE CULLERA)
Y PRINCIPALES ESTRATEGIAS
DE REHABILITACIÓN DEL
ECOSISTEMA.**

Intensificación:

ORDENACIÓN, GESTIÓN Y RESTAURACIÓN DE CUENCAS.

Autora:

RUIZ-CORTINA SECO, PATRICIA.

Directora:

DRA. ROMERO GIL, INMACULADA

Codirector:

DR. FERRER POLO, JOSÉ.

Fecha: ***MAYO, 2013.***

Agradecimientos

Mis agradecimientos en primer lugar van dirigidos a la Dra. Inmaculada Romero Gil, directora de este trabajo y responsable del Área de Evaluación de Impacto Ambiental del Instituto de Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente (IIAMA), muchas gracias Inma por tu dedicación y por depositar tu confianza en mí. Y al Dr. José Ferrer Polo, codirector de mi trabajo fin de master y responsable del Área de Calidad del Agua. Agradeceremos a ambos toda la ayuda que me habéis brindado a lo largo de estos meses y de los años que trabajé para el IIAMA.

Al IIAMA y a la Conselleria d'Infraestructures, Territori i Medi Ambient de la Comunitat Valenciana, ya que gracias a su financiación ha sido posible realizar este trabajo fin de master.

A Reme, María, Zuriñe, Carmen María, Virginia y Cinta, porque sin “las chicas del IIAMA” este trabajo no habría podido ser llevado a cabo. Muchísimas gracias por todos los momentos compartidos fuera y dentro del laboratorio, por haber estado siempre que os he necesitado y por dejarme formar parte de vuestras vidas desde el primer día.

Al presidente de la Asociación de Pescadores Deportivos de Cullera y miembro del consejo de conservación del Estany, Antonio Bohigues, por su inestimable predisposición a colaborar en este trabajo fin de master y por alentarme a poner mi granito de arena para salvar el Estany.

Al Dr. Juan Marco Segura, responsable del Área de Hidráulica e Hidrología del IIAMA, por hacerme ver de qué manera aún es posible actuar en el Estany y por no dudar en compartir conmigo sus amplios conocimientos en la materia.

A Gemma Tur, técnico del Departamento de Medio Ambiente de Cullera, por aclararme mi larga lista de dudas sobre el Estany.

A Ana María y a Ana Isabel, por convertiros junto con Ester, en mucho más que en unas compañeras de master, y por brindarme vuestra ayuda para mi trabajo desde la CHJ.

A los profesores del master de Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente, por su gran implicación en la docencia y por contagiarnos las ganas de seguir aprendiendo.

A mi familia, a mis amigos y a Juanvi, por su apoyo constante e incondicional y por perdonarme sin reproches todas las horas que no les he podido dedicar a ellos.

A todos, muchísimas gracias.



UNIVERSITAT
POLITÈCNICA
DE VALÈNCIA

*Título: Identificación de las condiciones ambientales de un estuario mediterráneo
(Estany de Cullera) y principales estrategias de rehabilitación del ecosistema*

TRABAJO DE FIN DE MÁSTER (TIPO A)
MÁSTER DE INGENIERÍA HIDRÁULICA Y MEDIO AMBIENTE

Patricia Ruiz-Cortina Seco
Curso: 2012-2013



ÍNDICE

1. INTRODUCCIÓN	3
1.1. Definición, clases de estuarios y entradas de nutrientes	6
1.2. El fitoplancton en las aguas del Estany	9
1.2.1. Definición de fitoplancton	9
1.2.2. Grupos fitoplanctónicos estudiados en el Estany	14
1.3. Marco legal del Estany de Cullera	20
1.3.1. Figuras de Protección	20
1.3.2. Directiva Marco del Agua 2000/60/CE	21
1.3.3. Plan de Acción Territorial del Paisaje de la Comunitat Valenciana	28
2. OBJETIVOS	31
3. ÁREA DE ESTUDIO	33
3.1. Localización del área de estudio	33
3.2. Características del medio físico	34
3.3. Transformaciones ocurridas en el Estany	35
3.4. El Estany y la actividad agrícola	37
3.4.1. Gestión del riego	37
3.4.2. Red de acequias	38
3.4.3. Ciclo anual del cultivo de arroz	40
3.4.4. El cultivo de cítricos	41
3.5. Importancia del Estany para la biodiversidad	42
4. MATERIAL Y MÉTODOS	47
4.1. Toma de muestras	47
4.2. Tratamiento y análisis de las muestras	52
4.2.1. Compuesto fosforados: fósforo total y fósforo soluble reactivo	53
4.2.2. Compuestos nitrogenados: amonio, nitrito y nitrato	54
4.2.3. Ácido ortosilícico	55
4.2.4. Clorofila <i>a</i>	55

4.2.5. Salinidad.....	56
4.2.6. Recuentos fitoplanctónicos.....	56
4.3. Metodología estadística.....	60
5. RESULTADOS DE LOS MUESTREOS	61
5.1. Parámetros físicos y químicos del agua.....	61
5.2. Parámetros biológicos del agua: composición, abundancia y biomasa del fitoplancton.....	66
5.3. Relaciones entre la comunidad de fitoplancton y los factores ambientales.....	69
5.4. Discusión de los resultados físicos y químicos obtenidos.....	73
5.5. Discusión de los resultados biológicos obtenidos.....	76
6. REHABILITACIÓN DEL ECOSISTEMA DEL ESTANY	79
6.1. Recuperación de un espacio degradado.....	79
6.2. Alternativas para la rehabilitación del ecosistema acuático.....	82
6.2.1. Control de la carga externa.....	83
6.2.2. Control de la carga interna.....	85
6.2.3. Biomanipulación.....	86
6.3. Actuaciones de rehabilitación realizadas hasta la fecha en el Estany.....	89
6.3.1. Las autoridades competentes del Estany de Cullera.....	89
6.3.2. La rehabilitación del Estany dentro del “Plan de Actuaciones frente a las inundaciones de la Ribera del Júcar” de la Confederación Hidrográfica del Júcar.....	92
6.3.3. Las actuaciones planteadas por la Asociación de Pescadores Deportivos de Cullera y por el Ayuntamiento de Cullera.....	104
6.4. Posibles actuaciones de rehabilitación del Estany de Cullera.....	108
6.4.1. Control de la carga externa del Estany.....	108
6.4.2. Control de la carga interna del Estany	110
6.4.3. Medidas para reducir el impacto ambiental del “Plan de Actuaciones frente a las inundaciones de la Ribera del Júcar.....	123
7. CONCLUSIONES	125
8. BIBLIOGRAFÍA	129

1. INTRODUCCIÓN.

El presente trabajo surge como resultado de un año de estudio en la laguna costera del Estany de Cullera (Valencia). Durante este tiempo (año 2010), se realizaron mediciones en campo y se tomaron muestras con el fin de conocer el funcionamiento hidrológico, fisicoquímico y biológico del sistema. Para caracterizar los parámetros físico-químicos presentes en las aguas del Estany se realizaron cuatro campañas de muestreo con el objetivo de analizar también la composición de fitoplancton y su relación con el contenido de nutrientes a través de un Análisis de Redundancia. Debido a la duración del estudio se pudo conocer los procesos desarrollados a lo largo de un ciclo anual completo y aquellos propios de cada estación anual.

El interés de estudiar una zona como el Estany de Cullera es debido a que se trata de una antigua laguna meromítica transformada, actualmente abierta al mar y con presencia de una cuña salina de forma casi permanente. Por otra parte, se trata de una zona altamente antropizada cuya salida al mar ha sido encauzada, que recibe una importante carga de nutrientes procedentes de la agricultura y los asentamientos humanos y que al mismo tiempo, presenta un elevado interés para la comarca como zona de esparcimiento, como zona de evacuación de caudales en caso de avenidas y como humedal. El hecho de que en el Estany convivan aguas continentales y marinas en un equilibrio dinámico incesante (gobernado por la acción humana en las entradas y por el régimen de vientos en las salidas) le confiere una mayor complejidad a la hora de realizar estudios en esta zona.

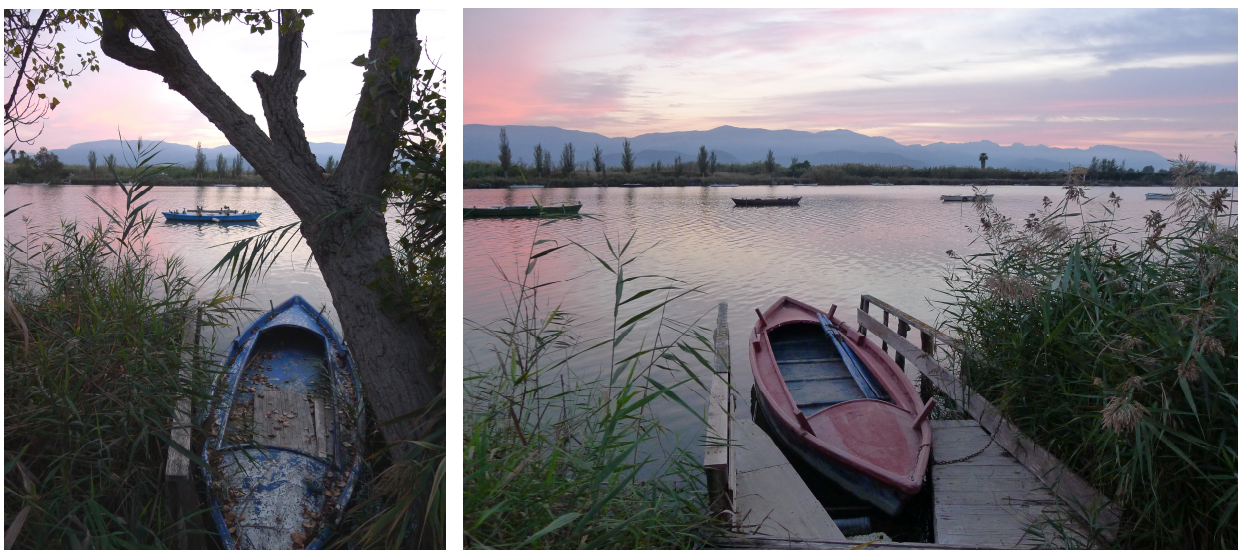


Figura 1.1. Fotografías tomadas en el Estany de Cullera.



La hidrología tiene el rol principal en el funcionamiento ecológico de la laguna; la cantidad y calidad de aguas continentales que se vierten en él junto con las aguas marinas procedentes del Mediterráneo configuran las bases sobre las que se desarrollan las actividades de la flora, la fauna y el hombre. El Estany por tanto, desempeña la función de receptor de drenajes superficiales y de las distintas surgencias subterráneas de la Ribera Baixa del Júcar; la convergencia de aguas dulces y marinas genera una diversidad de ambientes dotada de gran capacidad de adaptación que convierte a este estuario en un espacio de riqueza ecológica única y excepcional.

Las lagunas costeras han sido definidas como cuerpos de aguas interiores, generalmente orientadas en paralelo a la costa, separadas del mar por una barrera y conectadas con el mar por una o más entradas restringidas, tienen profundidades que rara vez superan unos pocos metros. Constituyen un ambiente costero común, ocupando aproximadamente el 13 % de las costas del mundo (Vidal et al., 2007).

El aumento de eutrofia en estos ecosistemas se ha convertido en más generalizado durante las últimas décadas. El aumento del uso antropogénico de áreas litorales para actividades turísticas residenciales y la industria, constituyen una de las más importantes causas de eutrofización. En el mar Mediterráneo, la eutrofización se ha relacionado principalmente con la elevada población y el uso antrópico del litoral (Puigserver et al., 2002). Además, en la región de Valencia (España) otra actividad humana que causa la eutrofización del agua es la agricultura intensiva (Ramos et al., 2002). Como es bien sabido, la agricultura intensiva es la principal fuente de nitrógeno y fósforo en muchas regiones. El nitrógeno circula por los campos como escorrentía superficial y ésta es descargada en los ecosistemas costeros. Esta escorrentía desde las tierras agrícolas, en la última década, ha desencadenado procesos de eutrofización. Los nutrientes son considerados el principal factor limitante para el crecimiento del fitoplancton en los ecosistemas templados poco profundos, donde el flujo de fotones a través de las columnas de agua no impone restricciones a los requerimientos fotosintéticos a través de las estaciones (Pérez-Ruzafa et al. 2002). Por esta razón, los nutrientes derivados de la agricultura inducen a una mejora de la producción primaria de fitoplancton que puede llevar a graves problemas de eutrofización (Cloern 2001; Glé et al. 2008).



Sin embargo, la respuesta de las redes tróficas planctónicas al enriquecimiento de nutrientes en los ecosistemas acuáticos varía ampliamente debido a las amplias gamas de efectos directos e indirectos del proceso de eutrofización (Pérez-Ruzafa 2002).

La composición del fitoplancton es considerada como un bioindicador natural debido a sus respuestas complejas y rápidas a las fluctuaciones de las condiciones ambientales. Los principales factores ambientales reconocidos como control de la estructura de la comunidad de fitoplancton son físicos (mezcla de masas de agua, luz, temperatura y turbulencia) y químicos (salinidad y nutrientes) (Brogueira et al., 2007). La regulación de fitoplancton en sistemas estuarinos es más compleja debido a la interacción de entradas de agua dulce, la intrusión marina y otros factores locales.

El problema de la eutrofización en Europa ha dado lugar a esfuerzos de investigación, como de las Interacciones Océano-Tierra en el proyecto de Zonas Costeras. Además, la Directiva Marco del Agua europea (DMA 2000/60/CE) decreta que los Estados Miembros deben intentar alcanzar el objetivo de al menos " buen estado ecológico y químico del agua superficial".

Es importante detallar la cantidad y la calidad del agua en muchos lugares bajo los requisitos de la DMA. Por esta razón uno de los objetivos de este trabajo fin de master es analizar el contenido de nutrientes en el Estany de Cullera y relacionarlo con el comportamiento de la comunidad de fitoplancton (composición), para una mejor comprensión del sistema con el fin de evaluar la gestión ambiental de la zona. Con la finalidad de conseguir el cumplimiento de los objetivos de la DMA y la protección de un paraje ya excesivamente dañado, se pretende una vez caracterizada la zona de estudio y comprendidos los procesos que ocurren en ella con carácter anual, analizar las posibles alternativas de mejora del estado ecológico del Estany de Cullera.

1.1. Definición, clases de estuarios y entradas de nutrientes.

Un *estuario* es un ecosistema acuático que forma la zona de transición entre el mundo continental del agua dulce y el del agua marina de los océanos. Como consecuencia de ello, posee tanto características de las aguas dulces como de las salinas pero también presenta características diferenciales con las de los medios anteriores y propias de sí mismo. Algunas de estas propiedades únicas son comunes a todos los estuarios del mundo mientras que otras están determinadas por las condiciones locales de cada estuario.

Una definición clásica utilizada para los estuarios es la propuesta por Pritchard (1967): “Un estuario es una masa de agua costera semi-cerrada que tiene una conexión libre con el mar y dentro del cual el agua marina está parcialmente diluida con el agua dulce que proviene del drenaje continental”.

Existen diversos tipos de clasificaciones de los estuarios. En este estudio se ha considerado la clasificación establecida por Pritchard (1955), Cameron y Pritchard (1963) y Dyer (1997), basada fundamentalmente en criterios de distribución de la salinidad. Según esta clasificación se reconocen cuatro tipos principales de estuarios:

- *Estuarios altamente estratificados: tipo cuña salina.*
- *Estuarios altamente estratificados: tipo fiordos.*
- *Estuarios parcialmente mezclados.*
- *Estuarios homogéneos verticalmente.*

El Estany de Cullera según esta clasificación parece comportarse como un **estuario estratificado con cuña salina** y que se encuentra sometido al régimen micromareal del Mar Mediterráneo. . Se considera que un mar es micromareal cuando el rango de mareas es < 2 m (Davies, 1964). Según Rodríguez (1982), las mareas en la región mediterránea son insignificantes, presentan amplitudes < 30 cm y una periodicidad de medio día.

En el Estany, el agua más dulce va hacia el mar por la capa superior de la columna de agua y por el fondo existe una contracorriente de agua de mar con una mezcla a través de la interfase entre las aguas superficiales y las profundas a lo largo de toda la longitud del estuario. La capa del fondo es salina y la capa superficial más dulce va aumentando su salinidad con la proximidad al mar.



En un estuario estratificado sin mareas, con una entrada de agua dulce en la cabecera del mismo y en el cual el agua se comporta como un fluido sin viscosidad, el agua dulce, al ser menos densa que el agua de mar, fluye por encima de la capa salina. La interfase entre el agua dulce y salada es conocida como *haloclina*.

Si se introduce fricción en forma de viscosidad, habrá un esfuerzo de corte en el flujo del fluido cerca de la interfase, el cual crea fricción tanto sobre la cuña salina como en la capa superficial de agua dulce. La cuña salina será empujada aguas abajo hasta que su parte superior tenga una inclinación suficiente para resistir esta fuerza. La punta de la cuña salina se transformará en desafilada y el agua superficial tendrá una inclinación más abrupta a medida que vamos hacia el mar. Una delgada capa en la parte superficial de la cuña salina será arrastrada hacia el mar debido a la velocidad de corte a través de la interfase. Cuando el corte es lo suficientemente intenso se forman ondas que se rompen y el agua salina penetra en el agua dulce superficial (*entrañamiento o arrastre*). Para mantener la continuidad es necesario un flujo dentro de la cuña que permita una pequeña compensación, en dirección tierra adentro, para reemplazar el agua salina que pasa hacia la capa de arriba. Por lo tanto, las aguas del fondo pierden sales gradualmente hacia la capa superficial y esta pérdida es compensada con una entrada de agua salina del mar (Dyer, 1997).

En la figura 1.2. se puede observar un perfil típico de salinidad y velocidad para un estuario de este tipo. En el perfil de salinidad se observa que la haloclina es muy delgada, y en el de velocidad que ésta cae a cero por debajo de la parte más superficial de la cuña salina.

En la misma figura se observa que a lo largo del estuario, la salinidad será casi constante tanto en la superficie como en la capa del fondo, excepto para zonas como es la punta de la cuña y donde la haloclina se encuentra con la superficie de la lámina de agua.

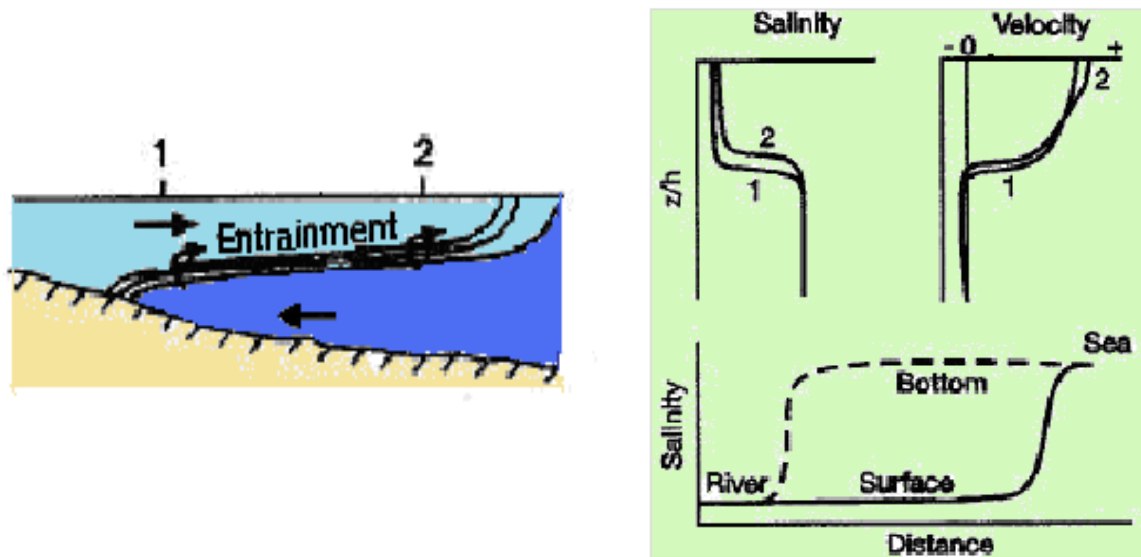


Figura 1.2. Distribución de la salinidad y de la velocidad y perfiles en un estuario con cuña salina según Dyer (1997).

La posición y profundidad de la cuña salina variará con el caudal aportado por el río y con el rango de mareas que en estos tipos de estuarios es normalmente micromareal. En el Estany de Cullera, la posición y la profundidad de la cuña salina estará determinada, salvo en época de lluvias, prácticamente en su totalidad, por la descarga de agua dulce procedente de las acequias de riego.

Las **entradas de los nutrientes** a un estuario pueden provenir del aporte fluvial, del realizado por las aguas subterráneas, a través de la atmósfera o por la entrada de agua de mar.

- a) Aporte fluvial: los ríos transportan una carga de materia soluble y particulada que provienen de los lixiviados y escorrentías de la cuenca que drenan. Existe una fuerte correlación entre las cargas de nitrógeno y fósforo total en los ríos con el uso de la tierra, y especialmente con las prácticas agrícolas (Moreau et al., 1998). Históricamente la carga de nutrientes en los ríos ha ido aumentando de forma paralela al incremento de poblaciones humanas en sus cuencas, como resultado tanto de las aguas residuales provenientes de los aportes humanos como de la de animales, y al aumento de la aplicación de fertilizantes en las tierras de cultivo, con la consiguiente lixiviación al río (Cooper, 1995).
- b) La entrada proveniente de las aguas subterráneas es generalmente desconocida y variable y por consiguiente no se la suele tener en cuenta.

- c) La entrada atmosférica es importante para el nitrógeno ya que por el aire pueden llegar aportes, tanto en forma de partículas en suspensión, como de especies químicas presentes en forma gaseosa que se disuelven en el agua en contacto con esta. En el ciclo del nitrógeno además de esta deposición atmosférica hay que tener en cuenta la fijación biológica de compuestos nitrogenados.
- d) La entrada de nutrientes que aporta el mar al estuario es generalmente muy baja y suele ser como mínimo, de un orden de magnitud inferior a la del río.

1.2. El fitoplancton en las aguas del Estany.

1.2.1. Definición de fitoplancton.

Con el nombre de fitoplancton se engloban todos aquellos organismos unicelulares, microscópicos, que viven suspendidos en el agua formando parte del plancton tanto en aguas dulces como en ecosistemas marinos. La mayoría de los organismos fitoplanctónicos son autótrofos, es decir, contienen pigmentos que les permiten fijar la energía solar mediante la fotosíntesis y convertir el carbono inorgánico a formas de energía transferibles a otras partes de la cadena trófica, así pues constituyen la base de las cadenas tróficas pelágicas y por lo tanto cualquier cambio cuantitativo o cualitativo puede afectar la dinámica de los niveles tróficos superiores debido a la variabilidad en su biomasa y producción (Shiah et al., 1996).

La energía es capturada por diversos pigmentos que la transfieren a la clorofila a antes de utilizarla en las reacciones fotoquímicas (Sakshaug et al., 1997). Por ello, y por que está presente en todos los organismos planctónicos fotosintetizadores (González, 1986), la clorofila a suele usarse como una medida de la biomasa fitoplanctónica fotosintéticamente activa (Li and Smayda, 1998; Sakshaug et al., 1997). Aún cuando los organismos fitoplanctónicos pierden la capacidad fotosintética, viven en régimen saprobio o parásito, pero también hay representantes de otros grupos (como dinoflagelados y algunas cianobacterias) que pueden ser heterotróficos en periodos de tiempo cortos aprovechando sustancias orgánicas disueltas, o bien pueden ser fagotróficos y utilizar materia orgánica particulada.

El fitoplancton marino representa una de las fuentes más importantes de alimentación para todos los organismos filtradores, larvas, crustáceos y peces de importancia comercial.

Presentan gran diversidad desde el punto de vista morfológico, de reproducción y tamaño. Esta última característica ha sido muy útil para clasificar a los organismos que forman parte del plancton. (Sieburth et al. 1978) establecieron un sistema claro y lógico, con límites que corresponden a tres órdenes de magnitud en el tamaño de los microorganismos que forman parte del plancton marino: el picoplancton (de 0,2 a 2 μm), el nanoplancton (de 2 a 20 μm) y el microplancton (de 20 a 200 μm).

En zonas eutróficas y ricas en nutrientes el fitoplancton tiende a ser abundante y a estar constituido principalmente por células de 10 a 100 μm (nano-microplancton) como diatomeas y dinoflagelados. Sin embargo la mayor parte del mar puede considerarse oligotrófico y en estos sistemas los nutrientes y en particular el fósforo, nitrógeno y hierro, son escasos, la biomasa del fitoplancton tiende a ser baja y la producción fotosintética se debe principalmente a organismos autótrofos de algunas micras de diámetro, Picofitoplancton. Los factores que regulan la producción y la biomasa de fitoplancton son la luz, la temperatura, la disponibilidad de nutrientes y el consumo por parte de los herbívoros (Shiah et al., 1996). Debido a que precisan de luz para su desarrollo y crecimiento habitan las zonas fóticas o capas más superficiales de la columna de agua. La limitación lumínica debido a la turbidez es otro factor controlador del crecimiento de fitoplancton durante todo el ciclo anual o estacional y mucha de la variabilidad temporal de la biomasa fitoplanctónica en estuarios es debida a la variación en la disponibilidad de la luz. Para mantenerse en la zona fótica disponen de diversos mecanismos: controlan la flotabilidad usando vacuolas de gas, migran utilizando flagelos, incrementan la relación área/volumen y los procesos metabólicos.

La temperatura juega un papel importante sobre las células fitoplanctónicas pues controla las tasas metabólicas de los organismos y, determina en ciertas especies, el crecimiento y la reproducción. La temperatura además interviene en el desarrollo de distintas capas en la columna de agua, debido a la diferencia de densidad, que puede generar a determinadas profundidades aumentos de la concentración de la población.

La disponibilidad de nutrientes (compuestos de nitrógeno, fósforo y silicio) condiciona la producción primaria y juega un papel importante en la estructura de las comunidades fitoplanctónicas. No sólo es necesaria la presencia de nutrientes en el medio sino que la forma en que éstos aparecen y las relaciones entre ellos (C:N:P:Si; proporción molecular del carbono, nitrógeno, fósforo y sílice en el fitoplancton) es decisiva en el desarrollo y crecimiento de las especies y por tanto en la composición taxonómica de la comunidad fitoplanctónica. Alteraciones en los ratios pueden cambiar la biomasa y la composición de especies (Smayda, 1990), especialmente si hay un incremento de N y P pero no de sílice (Officer et al., 1980). Los cambios en el suministro de nutrientes provocan cambios en las proporciones de los mismos.

La sílice es requerida para la formación de la pared celular o el esqueleto externo en diatomeas, así pues cuando disminuye la concentración de sílice la composición taxonómica de las comunidades fitoplanctónicas varía hacia formas flageladas. El predominio de formas flageladas o cianobacterias en ecosistemas acuáticos puede resultar adverso dado que estos grupos representan una fuente de alimento no deseada para niveles tróficos más altos, mientras que la fuente de alimento basada en diatomeas contribuye directamente al desarrollo de poblaciones de peces y crustáceos (Officer et al., 1980; Ryther et al., 1981).

La fijación de nitrógeno en las cianobacterias tiende a dominar en sistemas con relaciones de N:P < 5:1 (Findlay et al. 1994), mientras las clorofíceas dominan aquellos sistemas con relaciones de N:P más altos. Los dinoflagelados proliferan en aguas dulces con bajos valores de pH y bajas relaciones C:P. Así pues la variación en el nivel de nutrientes de un ecosistema acuático puede dar lugar a cambios en la comunidad fitoplanctónica. Estos cambios pueden ser de tipo cuantitativo o cualitativo.

En los primeros (cuantitativos) la variación de los niveles de nutrientes genera una variación del mismo signo en la biomasa y/o productividad de la comunidad fitoplanctónica. Este incremento en biomasa puede afectar a los ecosistemas a través de diversos procesos, como:

- Un incremento, del mismo tipo, del resto de las poblaciones que componen el ecosistema y que obtienen su energía a través del fitoplancton;

- Un incremento de signo contrario de la profundidad de la zona eufótica, al variar la capacidad de penetración de la luz;
- Un incremento del mismo signo en la materia orgánica sedimentada en el fondo, que en caso de estratificación puede dar lugar al agotamiento del oxígeno disuelto en capas profundas.

El segundo tipo de cambios (cualitativos) se generan no sólo con la variación de los niveles de nutrientes sino también con la variación de las proporciones de las distintas formas químicas en que éstos aparecen en el medio. Esto desencadena cambios en la composición de especies que pueden afectar al ecosistema marino y finalmente al hombre a través de los siguientes procesos:

- **Producción masiva de algas tóxicas que originan mareas rojas.** El fenómeno de las "mareas rojas" aunque es conocido desde tiempos inmemoriales como un fenómeno natural, su frecuencia está aumentando en gran medida debido a la eutrofización antropogénica.

El término "marea roja" se aplica de modo genérico para referirse a cualquier coloración anómala de las aguas, independientemente del organismo que las ocasione, aunque algunos autores atribuyen este término a las proliferaciones masivas formadas por determinados dinoflagelados (Lassus, 1988).

Están provocadas por explosiones demográficas fitoplanctónicas, generalmente monoespecíficas, en que se alcanzan densidades celulares que colorean característicamente las aguas (amarillo, rojo, verde, marrón, etc.). Su aparición es síntoma de un comportamiento anómalo del ecosistema, debido a unas condiciones nutricionales e hidrodinámicas particulares que aprovechan ciertas especies para proliferar rápidamente hasta densidades muy elevadas.

Las especies formadoras de mareas rojas se caracterizan por poseer formas de resistencia, mantener la flotabilidad en aguas estratificadas y calmadas, ser rechazadas como alimento por su toxicidad o por poseer cubiertas celulares indigeribles, formar colonias, segregar mucosidades, presentar elevadas tasas de asimilación de nutrientes y una alta afinidad por los ambientes eutróficos y experimentar una rápida fotoadaptación. Los efectos de las mareas rojas sobre el ecosistema son:



1) *Toxicidad*. En muchas ocasiones la especie que origina la marea roja es tóxica. Esta toxicidad puede reflejarse en todos los escalones de la red trófica: desde los primeros consumidores de fitoplancton hasta, por procesos de bioacumulación, los consumidores más elevados e incluso el hombre, con distintos grados de gravedad que van desde urticarias hasta intoxicaciones que pueden conducir a la muerte. Aunque la mayor parte de las especies tóxicas y las más peligrosas pertenecen a los dinoflagelados también podemos encontrar toxicidad en algunas diatomeas (Riegman et al., 1996) y cianofíceas (Aleem, 1980). Si prolifera alguna de estas especies se puede producir alteraciones en el crecimiento o una intoxicación masiva de peces y macroinvertebrados, especialmente bivalvos.

2) *Desequilibrios tróficos* en el ecosistema debido a la repentina proliferación, desproporcionada e incontrolada, de un elemento muy concreto de la red.

3) *Muerte o alteraciones graves en organismos filtradores* y de respiración branquial debido a la acumulación de detritos, células muertas y mucosidad sobre órganos funcionales vitales.

4) *Incremento de la demanda de oxígeno*. Estas proliferaciones generan una gran cantidad de materia orgánica que sedimenta y se acumula en capas más profundas lo que supone, en condiciones de estratificación de la columna de agua, un agotamiento del oxígeno disuelto que puede llegar a la anoxia con consecuencias desastrosas para el ecosistema.

5) *Deterioro de las condiciones higiénicas y sanitarias* de las aguas.

6) *Perjuicios estéticos* ante la acumulación de espumas, mucosidades y diversos organismos muertos en las playas, así como por la coloración de las aguas y la producción de olores.

- **Cambios en las comunidades de herbívoros**, que a su vez afectan al resto de la red trófica al no poder utilizar las nuevas algas presentes principalmente por dos causas: Mayor o menor tamaño del que son capaces de utilizar (el segundo caso es el más frecuente); e imposibilidad de digerir el nuevo tipo de algas.

- **Cambios en las tasas de descomposición y remineralización de la materia orgánica**, que afectarán a la dinámica de nutrientes del ecosistema y a las diversas poblaciones que forman la biocenosis.

1.2.2. Grupos fitoplanctónicos estudiados en el Estany.

Las algas no constituyen hoy día una categoría taxonómica. Sin embargo sigue siendo útil para agrupar organismos muy diversos, tanto procariotas, que no presentan orgánulos celulares delimitados por membranas, como eucariotas, que sí los presentan.

Para la ordenación sistemática de las algas se utilizan como caracteres básicos los caracteres químicos como la composición de pigmentos fotosintéticos, las sustancias de reserva que acumulan, el tipo de pared celular y caracteres citológicos como la estructura celular.

* Los **organismos procariotas** están representados por la división Cyanobacteria.

DIVISIÓN CYANOBACTERIA

Pertenecen al Reino Monera, dominio Bacteria. Incluyen un elevado número de especies con más de 150 géneros distintos. Están ampliamente representadas en la biosfera incluso en lugares adversos. Se encuentran tanto en agua dulce como en ambientes marinos donde son formadoras del **Picofitoplacton** (de 0,2 a 2 μm), y donde su pequeño tamaño favorece la captación de nutrientes en aguas oligotróficas. Son organismos unicelulares con morfología cocoide o filamentosa que pueden crecer en colonias o filamentos envueltos por vainas gelatinosas. No presentan núcleo ni sistema interno de membranas, realizan la fotosíntesis oxigénica y algunas de ellas tienen fuentes de poder reductor diferentes al agua, como el ácido sulfhídrico H_2S . Sólo determinadas especies de cianobacterias y euglenales podrían considerarse como pobladoras de las aguas anóxicas (Rojo et al. 1986).

Presentan pared bacteriana con alto contenido en mureina y vacuolas o vesículas gáscas que intervienen en la flotabilidad de las células modificando su posición en la columna de agua. Contienen clorofila *a* y ficobilinas. Algunos géneros, pueden liberar toxinas. Son importantes en el ciclo del nitrógeno dado que son capaces de convertir el nitrógeno atmosférico a formas orgánicas de nitrógeno, en unas células especiales llamadas heterocistes.



Este taxón se subdivide en tres órdenes, *Oscillatoriales*, *Nostocales* y *Chroococcales*. En este último se ubica el género *Synechococcus*, organismos con tamaño comprendido entre 0,8 y 1,5 μm formadores del Picofitoplancton, con abundancia entre 10^3 y 10^4 células por mL (Jonson et al., 1979), presentan zeaxantina como principal pigmento accesorio, además de la clorofila *a* y son de vital importancia ecológica.

* A continuación se describen los **grupos eucariotas** de fitoplancton estudiados en este trabajo fin de master según la clasificación propuesta por Tomas (1997).

Según esta clasificación se distinguen dos divisiones de organismos eucariotas D. *Chromophyta* y D. *Chlorophyta* (Tabla 1.1). Todas las clases pertenecientes a la división *Chromophyta* se caracterizan por tener clorofila *a*, pigmentos accesorios y a veces clorofila *c*, y estar desprovistos de clorofila *b*. En la división *Chlorophyta* todos los grupos poseen clorofila *a* y *b* y pigmentos accesorios.

DIVISIÓN	CLASE
CHROMOPHYTA	CRYPTOPHYCEAE
	DINOPHYCEAE
	PRYMNESIOPHYCEAE
	BACILLARIOPHYCEAE (DIATOMEAS)
CHLOROPHYTA	PRASINOPHYCEAE
	CHLOROPHYCEAE

Tabla 1.1: Divisiones y clases fitoplanctónicas (Tomas, 1997) presentes en el Estany.

DIVISIÓN CHROMOPHYTA

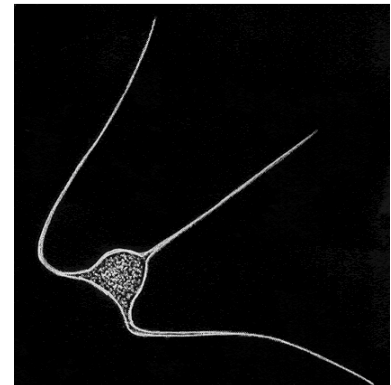
Clase Cryptophyceae.

Las Criptofíceas se agrupan en una única clase, *Cryptophyceae*, constituida por 12 géneros y unas 200 especies. Son comunes en aguas marinas, estuarios y en agua dulce. Comprende algas con organización dorsi-ventral, pared celular no glucídica y dos flagelos. Presentan un color pardo-rojizo debido a los pigmentos de los plastos. Este grupo presenta clorofila *a*, *c* y varios pigmentos complementarios (β -caroteno, aloxantina y monadoxantina) La sustancia de reserva es el almidón. Las Criptofíceas comprenden especies tanto fototróficas como heterotróficas. Su predominancia durante el verano es conocida por ser una indicador de eutrofización (Moncherva et al., 2001).



Clase Dinophyceae.

Existe clasificados unos 125 géneros con más de 2000 especies de dinoflagelados. Abundan tanto en el mar como en las aguas continentales. Muchas especies son cosmopolitas y presentan una compleja ecología, constituyen el segundo grupo de productores primarios en aguas costeras. Son unicelulares, (su tamaño varía entre 5 y 2000 μm de diámetro) con una cubierta celular compleja que recibe el nombre de anfiesma y dos flagelos, uno longitudinal y proyectado hacia el exterior de la célula y otro helicoidal que discurre a través del cíngulo. Casi la mitad de las especies son fotosintéticas, otras son heterotróficas. Los pigmentos mayoritarios son clorofila *a*, *c2*, β , β -caroteno, peridinina (pigmento accesorio más importante), dinoxantina, diadinoxantina y derivado de la peridinina. La sustancia de reserva es el almidón.

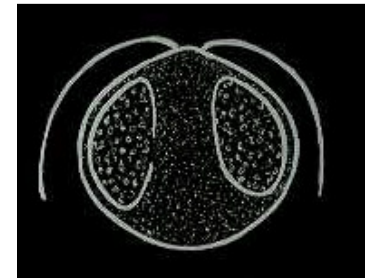


Algunas especies son responsables de proliferaciones conocidas como mareas rojas (Hallegraeff, 1993), debidas a cambios en las condiciones ambientales y aumento de nutrientes, todo ello unido a situaciones de calma que originan concentraciones que exceden los 100 millones de células por litro y llegan a colorear el agua. Algunas mareas rojas producen grandes pérdidas para el hombre.

Las toxinas más importantes excretadas por dinoflagelados en nuestras zonas costeras son de tipo paralizante o de tipo diarreico. Algunos dinoflagelados, cuando las condiciones del medio son desfavorables, producen esporas de resistencia con paredes gruesas y conocidas como cistes. Intervienen en simbiosis, no sólo con vertebrados, sino también con algas esponjas, bivalvos, medusas y corales.

Clase Prymnesiophyceae.

Las Haptófitas o Primnesiofitas comprenden 50 géneros con 500 especies. Se encuentran mayoritariamente en océanos tropicales y subtropicales, con algunas especies abundantes en aguas polares. Dominan los medios oligotróficos marinos durante la estratificación térmica y aumentan su presencia cuando disminuye el nivel de nutrientes.



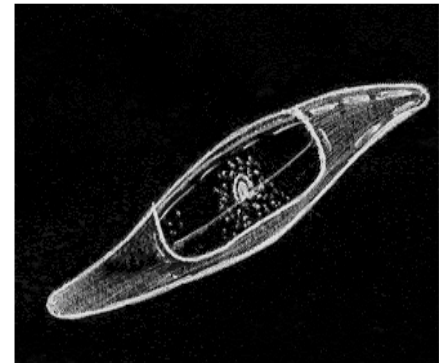
Son flageladas, con dos flagelos dispuestos apicalmente y un tercer flagelo que difiere de los otros dos en su estructura interna.

Contribuyen al nanoplancton puesto que sus células no suelen superar las 30 μm de diámetro, aparecen formas coloniales y filamentosas. Los pigmentos mayoritarios son clorofila *a*, *c1* o *c3*, *c2*, β , y β -caroteno.

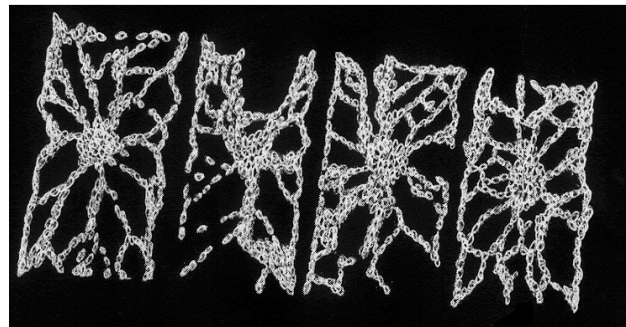
Los mejor conocidos son los cocolitofóridos, que tienen escamas calcificadas en la superficie de la célula (Winter *et al.*, 1994). El género *Prymnesium* ha sido implicado numerosas veces en mortandades de peces. *Prymnesium parvum* es un pequeño flagelado marino que produce varias toxinas, selectivamente tóxicas para animales que respiran por branquias. El género *Phaeocystis* produce ácido acrílico. *Phaeocystis poucheii*, especie común en todo el mundo, tiene propiedades inhibitoras hacia el zooplancton y peces produciendo compuestos químicos letales para las larvas de peces.

Clase *Bacillariophyceae* o diatomeas.

Las Baciliariofíceas o diatomeas constituyen la clase más numerosa, con más de 20.000 especies bentónicas y planctónicas, tanto de agua dulce como marinas. Son el grupo responsable del 25% de la producción primaria del mar (Gallardo, 2004). Se dividen en dos grandes clases, las céntricas y las pennadas. Miembros de las dos clases pueden encontrarse tanto en agua dulce como marina aunque las formas céntricas tienden a dominar hábitats marinos mientras que las formas pennadas son más típicas de agua dulce.



Las diatomeas son unicelulares, constituyendo en algunos casos, colonias de aspecto filamentosas formadas por numerosos individuos laxamente unidos, carecen de flagelos y su tamaño oscila entre 5 y 200 μm , aunque algunas especies alcanzan los 2 mm.



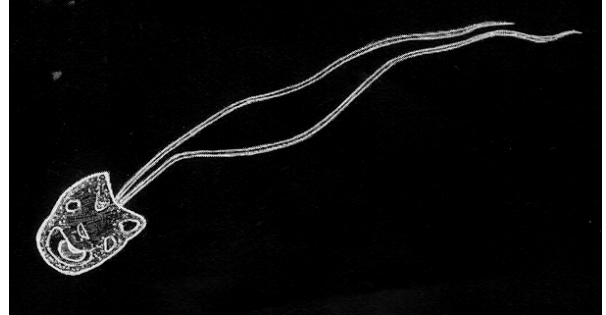
La característica más peculiar de las diatomeas es su envuelta rígida y translúcida constituida por dióxido de sílice y restos de otras sustancias, como azúcares, aminoácidos y ácido urónico denominado frústulo. Las paredes, que no contienen celulosa, están ornamentadas y constituidas por dos mitades o valvas, la de mayor tamaño constituye la epiteca, y cubre a la valva menor o hipoteca (Round *et al.*, 1990).

Los pigmentos mayoritarios son clorofila *a*, *c1* y *c2*, β , β -caroteno, fucoxantina, diatoxantina y diadinoxantina. En un pequeño porcentaje de diatomeas la clorofila *c3* sustituye a la clorofila *c1* (Stauber *et al.*, 1988). El rápido crecimiento en general de las diatomeas asegura que sean las primeras en aparecer en la columna de agua después de un enriquecimiento en nutrientes.

DIVISIÓN CHLOROPHYTA

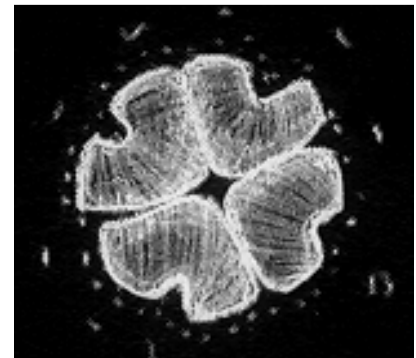
Clase Prasinophyceae.

Las 200 especies que constituyen este grupo viven tanto en las aguas marinas como en las dulces. Es la clase más primitiva y se cree que de ella derivan las demás algas verdes. La clase Prasinofíceas, también conocida como Micromonadofíceas, está compuesta por un reducido grupo de algas unicelulares desnudas o cubiertas por una o varias capas de pequeñas escamas orgánicas romboidales. La mayoría son flageladas y están provistas de 1, 2, 4 u 8 flagelos (Melkonian, 1990). La pared celular es de mucopolisacáridos y la sustancia de reserva es el almidón. Contienen clorofila *a*, *b* y un pigmento como la clorofila *c*.



Clase Chlorophyceae.

La clase Clorofíceas, también llamadas algas verdes es uno de los mayores grupos de algas tanto en forma como en número, con medios de vidas muy diversas, agua dulce, marina, salobre, planctónico, bentónico, simbiosis con líquenes, etc. Dentro de esta clase existe una gran diversidad de organismos, pero aquellos órdenes que forman parte del fitoplancton son; Volvocales (g. *Volvox*), Tetrasporales, Chlorococcales (g. *Scenedesmus*, g. *Pediastrum*) y Desmidiales (g. *Cosmarium*).



Se caracterizan por tener clorofila *a* y *b*, α , β y Ψ caroteno. Como sustancia de reserva presentan almidón, que en la mayor parte de las Clorofíceas aparece asociado a pirenoides (estructuras relacionadas con la síntesis del almidón) en los cloroplastos. Las células presentan pared de celulosa. La dotación flagelar más común es de 2 pudiendo aparecer células con 4 y hasta 8 flagelos. Se pueden encontrar organismos unicelulares libres con formas cocoides como el género *Chlorococum* o formando colonias como el género *Pediastrum* de 4-8 células o el género *Volvox* que puede llegar a agrupar más de 500 células y donde se observan células dedicadas específicamente a la reproducción.

1.3. Marco legal del Estany de Cullera.

1.3.1. Figuras de Protección.

El Estany se encuentra en el área de influencia del Parque Natural de l'Albufera y aunque no tiene ninguna figura de protección de la UE, si que posee la figura de protección de *Zona Húmeda del Catálogo Valenciano de Zonas Húmedas*, aprobado por Decisión del Gobierno Valenciano en septiembre de 2002 en desarrollo de lo dispuesto en la Ley 11/1994, de Espacios Naturales Protegidos de la Comunitat Valenciana.

Según el Artículo 15 del Capítulo III de la Ley 11/1994 (Conselleria de Medi Ambient, Aigua, Urbanisme i Habitatge, 2012), las Zonas Húmedas deberán ser preservadas de actividades susceptibles de provocar su recesión y degradación, a cuyo fin los terrenos incluidos en las mismas serán clasificados, en todo caso, como suelo no urbanizable sujeto a especial protección, de conformidad con lo dispuesto en la Ley 4/1992, de 5 de junio, sobre Suelo no Urbanizable. La clasificación de suelo se mantendrá aún en el supuesto de desecación por cualquier causa de la zona húmeda o parte de la misma. En el supuesto de actividades consolidadas en el entorno de las zonas húmedas que puedan tener influencia en la calidad de sus aguas, estas instalaciones adecuarán sus vertidos a los criterios de calidad establecidos por la Conselleria. El planeamiento urbanístico deberá adoptar especiales precauciones con el fin de garantizar su conservación y donde la planificación hidrológica habrá de prever las necesidades y requisitos para la restauración y conservación de la zona húmeda en la que viertan y las actuaciones hidrológicas en el ámbito de las competencias autonómicas *deberán prever las necesidades y requisitos para la restauración y conservación de la zona húmeda a la que afecten.*

Por tanto, la zona húmeda formada por los arrozales, la red de acequias que llegan al Estany y la misma laguna se encuentran protegidas, clasificadas en el grupo de “albuferas, marjales litorales y ambientes asociados”. El Estany se encuentra incluido en el Catálogo como: “*Marjal y Estanque de la Ribera Sur del Júcar*” que abarca los términos municipales de Alzira, Polinyà del Xúquer, Riola, Fortaleny, Llaurí, Favara, Cullera y Tavernes de la Vallidigna.

Además, actualmente el Estany es propiedad del Ayuntamiento de Cullera y hace ya una década creó una Ordenanza Municipal para su protección: Plan Especial de Protección Ambiental y Paisajística del Estany Gran de Cullera (BOP nº 115 del 16/5/2002), con el objetivo de establecer un régimen jurídico específico para la protección, usos y gestión del ecosistema acuático y su entorno, atendiendo a su singular valor ambiental, ecológico y paisajístico. También contempla su utilización con finalidades científicas, pedagógicas, recreativas y de esparcimiento.

1.3.2. Directiva Marco del Agua 2000/60/CE.

El enriquecimiento por nutrientes derivado de las actividades humanas es un problema que afecta globalmente a todos los ecosistemas acuáticos y especialmente a las áreas costeras donde reside un porcentaje elevado de la población (Paerl, 2004). Con la finalidad de reducir los aportes y los efectos de los nutrientes en los ecosistemas acuáticos se han desarrollado múltiples iniciativas legislativas tanto nacionales como internacionales. En Europa la legislación más reciente que aborda esta problemática es la Directiva Marco del Agua (DMA; 2000/60/EC) que establece el marco para la protección de las aguas superficiales continentales, aguas de transición, aguas costeras y aguas subterráneas e intenta garantizar que todas las masas de aguas alcancen un buen estado ecológico para el año 2015.

La DMA constituye una nueva manera de gestionar los recursos de agua en Europa, porque por primera vez la gestión del agua está basada también en elementos ecológicos y biológicos (previamente había estado basado en elementos físico-químicos) estando los ecosistemas en el centro de las decisiones de gestión.

Además, es de aplicación para todas las aguas europeas y está basada en la cuenca fluvial entera incluyendo las áreas costeras adyacentes (Borja, 2005). Aunque la DMA se propuso por la Comisión Europea en 1997, no fue hasta octubre del año 2000 que se realizó la adopción final de la DMA por el procedimiento de codecisión entre el Parlamento y el Consejo, publicándose y entrando en vigor el 22 de diciembre de ese mismo año.



El objetivo de la DMA es que el 22 de diciembre de 2015, todos los Estados miembros hayan logrado el buen estado de las aguas. La DMA lleva a cabo un proceso de tipificación por el cual tiene lugar la diferenciación de las distintas masas de aguas con respecto a su tipo ecológico natural, (punto 1.2 del Anexo II), lo cual es necesario para medir el estado ecológico, puesto que para ello se requiere conocer las características del ecosistema que se estudie, ya que no es posible aplicar la misma metodología de estudio y caracterización ecológica a los lagos, ríos o embalses.

Cabe indicar que la DMA rehúye de la división hidrológica clásica de ríos, lagos, acuíferos y zonas costeras, dividiendo cada uno de estos elementos en segmentos o unidades, en las cuales se pretende alcanzar los objetivos propuestos. Estas unidades son las llamadas masas de agua que, agrupándolas, se obtienen las cuencas hidrográficas y agrupando varias cuencas resulta la demarcación hidrográfica, que constituye la unión de diversas cuencas hidrográficas y de las aguas subterráneas o costeras asociadas, y que se adopta como unidad de gestión. Dentro de estas demarcaciones hidrográficas se dividen las masas de agua superficiales en una de las seis categorías: 1. Ríos, 2. Lagos, 3. Aguas de transición, 4. Aguas costeras, 5. Masas de agua artificial, 6. *Masas de agua muy modificadas*.

En su Artículo 2, la DMA realiza la siguiente definición de las masas de agua muy modificadas (grupo al que pertenece el Estany de Cullera al igual que el resto de aguas de transición de la Comunitat Valenciana): *Las masas de agua muy modificadas son aquellas que como consecuencia de las alteraciones físicas producidas por la actividad humana, han experimentado un cambio sustancial en su naturaleza; están designadas como tales por el Estado miembro con arreglo a lo dispuesto en el Anexo II de la DMA.*

La DMA incorpora el concepto de **estado ecológico** como una expresión de la calidad de la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas acuáticos asociados a las aguas superficiales, reservándose el término de **potencial ecológico** a las masas de agua artificiales o muy modificadas.

El potencial ecológico es una expresión integrada entre los elementos de calidad biológicos, físico-químicos e hidromorfológicos, comparándolos frente a los valores definidos para las condiciones establecidas como de máximo potencial.

Por tanto, la DMA señala que todas masas tendrán que alcanzar un buen estado ecológico antes de la fecha de cumplimiento (2015). Para alcanzar dicho estado ecológico óptimo es necesario conocer todas aquellas acciones que impiden alcanzarlo, en concreto las presiones resultantes de la actividad humana, que van a influir sobre el caudal, el lecho y la presencia de fuentes de contaminación, ya sean difusas o puntuales.

El concepto de estado ecológico difiere sensiblemente del concepto de calidad de las aguas y viene definido en la DMA como “una expresión de la calidad de la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas acuáticos asociado a las aguas superficiales”. Para establecer el estado y el potencial ecológico es necesario, en primer lugar, saber cuántos tipos de una cierta categoría tenemos dentro de una cuenca. Después hay que definir qué elementos de calidad (elementos indicadores) van a ser utilizados. Estos **elementos de calidad o indicadores** que deben considerarse para la clasificación del estado ecológico para la categoría de masa de agua costera son los siguientes:

* Indicadores biológicos:

- Composición abundancia y biomasa del fitoplancton.
- Composición y abundancia de otro tipo de flora acuática.
- Composición y abundancia de fauna bentónica de invertebrados.

* Indicadores hidromorfológicos que afectan a los indicadores biológicos.

* Indicadores químicos y fisicoquímicos que afectan a los indicadores biológicos.

Posteriormente, se ha de determinar para cada una de las tipologías cuáles son las **condiciones de referencia** para cada elemento de calidad, que nos permita conocer cuál es el objetivo de calidad ecológica a mantener o restablecer en un tipo determinado. Las condiciones de referencia para una masa de agua son una descripción de los elementos de calidad biológica que existen o existirían en el estado prístino con prácticamente ninguna o muy pocas alteraciones derivadas de las actividades humanas. Las estaciones o masas de agua utilizadas para establecer las condiciones de referencia deben ser escogidas en función de las características fisicoquímicas y/o la práctica inexistencia de presiones antrópicas (Guidance Document No.14, 2009).

Existen diversos enfoques para establecer las *condiciones de referencia fisicoquímicas*. Por ejemplo, Andersen et al. (2004) para determinadas áreas de Dinamarca, propusieron el uso de reconstrucciones paleoecológicas de las fluctuaciones del nitrógeno total para la determinación de las condiciones fisicoquímicas menos alteradas. Por otra parte, Nielsen et al. (2003) propusieron el uso de datos históricos y modelos para evaluar las condiciones de referencia aplicadas a aguas marinas danesas.

Como apuntan Borja et al. (2004) y Casazza et al. (2004) el mayor problema para definir las *condiciones de referencia de los elementos biológicos* en muchas regiones costeras europeas deriva de la ausencia de áreas sin ningún impacto antropogénico. La falta de datos de condiciones sin alteraciones antrópicas es algo común en todos los países miembros (Painting, 2005). Para paliar la falta de datos históricos y/o la calidad de ellos, se han desarrollado algunas alternativas. Por ejemplo, para las costas danesas se han establecido las condiciones de referencia mediante datos históricos de los últimos 100 años del disco de Secchi, estableciendo la correlación entre estos datos con valores de clorofila *a* para marcar los límites de las condiciones de referencia (Henriksen, 2009). Evidentemente este método adolece de una deficiencia clara que es el no tener en cuenta ni la composición ni la frecuencia de proliferaciones de la comunidad fitoplanctónica. Por tanto, está claro que sin unas condiciones de referencia fiables sería imposible establecer los índices de calidad ambiental.

El objetivo de establecer condiciones de referencia es permitir el establecimiento de los Índices de Calidad Ambiental (EQR: Environmental Quality Ratio). Estos ratios representan la relación entre los valores de los parámetros biológicos observados para una masa de agua determinada y aquellos de las condiciones de referencia. Este cociente debe expresarse en valores numéricos comprendidos entre 0 y 1, con un estado ecológico “Muy bueno” para valores cercanos a uno y “Malos” para valores cercanos a cero (Anexo V 1.4.1, DMA). En la figura 1.3 se muestra el esquema para establecer los Índices de Calidad Ecológica (EQR).

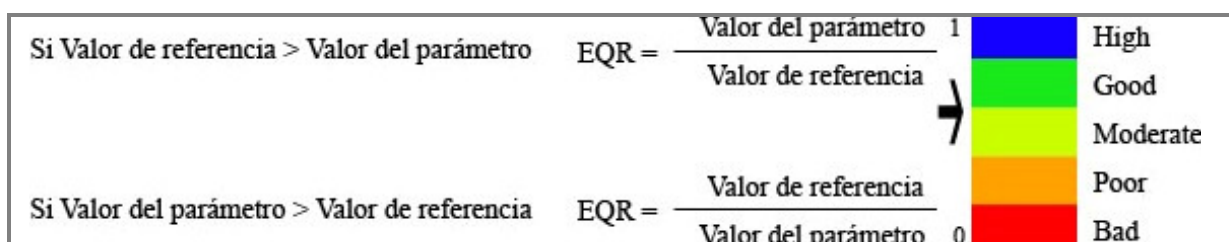


Figura 1.3. Esquema para establecer los índices de calidad ambiental: EQR (Anexo V 1.4.1, DMA)

El EQR es utilizado para la definición de los límites de las calidades del agua en función de ese parámetro. Las clases de estado ecológico se definen en la Tabla 1.2 y vienen recogidas en el anexo V.1.2. de la DMA.

High	No existen alteraciones antropogénicas de los valores de los indicadores de calidad fisicoquímicas e hidromorfológicas correspondientes al tipo de masa de agua superficial, o existen alteraciones de muy escasa importancia, en comparación con los asociados normalmente con ese tipo en condiciones inalteradas. Los valores de los indicadores de calidad biológicos correspondientes a la masa de agua superficial reflejan los valores normalmente asociados con dicho tipo en condiciones inalteradas, y no muestran indicios de distorsión, o muestran indicios de escasa importancia.
Good	Los valores de los indicadores de calidad biológicos correspondientes al tipo de masa de agua superficial muestran valores bajos de distorsión causada por la actividad humana, pero sólo se desvían ligeramente de los valores normalmente asociados con el tipo de masa de agua superficial en condiciones inalteradas.
Moderate	Los valores de los indicadores de calidad biológicos correspondientes al tipo de masa de agua superficial se desvían moderadamente de los valores normalmente asociados con el tipo de masa de agua superficial en condiciones inalteradas. Los valores muestran signos moderados de distorsión causada por la actividad humana y se encuentran significativamente más perturbados que en las condiciones correspondientes al buen estado.
Poor	Las aguas que muestren indicios de alteraciones importantes de los valores de los indicadores de calidad biológicas correspondientes al tipo de masa de agua superficial y en que las comunidades biológicas pertinentes se desvíen considerablemente de las comunidades normalmente asociadas con el tipo de masa de agua superficial en condiciones inalteradas, se clasificarán como deficientes.
Bad	Las aguas que muestren indicios de alteraciones graves de los valores de los indicadores de calidad biológicos correspondientes al tipo de masa de agua superficial y en que estén ausentes amplias proporciones de las comunidades biológicas pertinentes normalmente asociadas con el tipo de masa de agua superficial en condiciones inalteradas, se clasificarán como malas.

Tabla 1.2. Definición general de las clases de estado ecológico (DMA, Anexo V.1.2).

Para la definición del estado ecológico se buscan elementos del medio (físicos, químicos o biológicos) que presenten una respuesta a las presiones al medio (indicadores). Estos elementos del medio se denominan elementos de calidad y se recogen para cada categoría en el anexo V de la DMA. Los papeles que desempeñan los distintos indicadores de calidad en la clasificación del estado ecológico vienen recogidos en WFD (Water Framework Directive) Working Group 2A. (European Comision, 2005) y se resumen en figura 1.4.

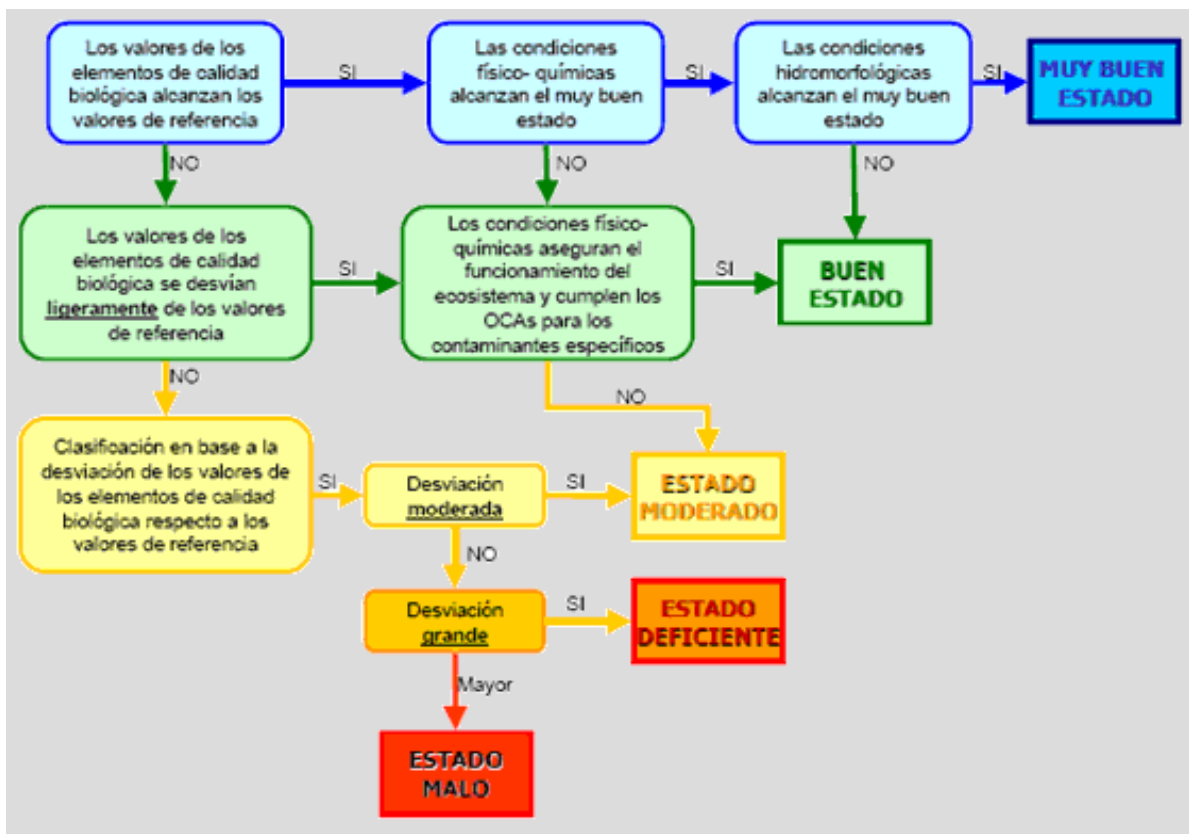


Figura 1.4. Indicación de los papeles que desempeñan los indicadores de calidad biológica, hidromorfológica y físico-química en la clasificación del estado ecológico de acuerdo con las definiciones del Anexo V, 1.2 de la DMA (European Comision; Working Group 2A, 2005).

El Estany de Cullera, según los grupos establecidos por la DMA, se clasifica en el grupo 6 (masas de agua muy modificadas; MAMM), por lo que se deberá tener en cuenta las definiciones de *potencial ecológico* que establece la DMA y que figuran en su Anexo V (figura 1.5). Actualmente sólo están establecidos los criterios básicos para establecer si se puede considerar un estado ecológico óptimo, bueno o aceptable en función de indicadores de calidad biológicos e hidromorfológicos (aún no se han establecido los indicadores fisicoquímicos). Implantar los criterios para establecer el potencial ecológico del Estany será objeto de nuevas líneas de investigación.

INDICADOR	ÓPTIMO POTENCIAL ECOLÓGICO	BUEN POTENCIAL ECOLÓGICO	POTENCIAL ECOLÓGICO ACEPTABLE
INDICADORES DE CALIDAD BIOLÓGICOS	Los valores de los indicadores de calidad biológicos pertinentes reflejan, en la medida de lo posible, los correspondientes al tipo de masa de agua superficial más estrechamente comparable, dadas las condiciones físicas resultantes de las características artificiales o muy modificadas de la masa de agua.	Se observan leves cambios en los valores de los indicadores de calidad biológicos pertinentes en comparación con los valores que presenta el óptimo potencial ecológico.	Se observan cambios moderados en los valores de los indicadores de calidad biológicos pertinentes en comparación con los valores que presenta el óptimo potencial ecológico. Los valores se encuentran significativamente más alterados que los presentes en las masas de agua en buen estado.
INDICADORES HIDROMORFOLÓGICOS	Las condiciones hidromorfológicas son coherentes con el hecho de que las únicas incidencias producidas en la masa de agua superficial sean las causadas por las características artificiales o muy modificadas de la masa de agua una vez que se han tomado todas las medidas de atenuación viables para permitir la mejor aproximación a la continuidad ecológica, en particular con respecto a la migración de la fauna y a la existencia de zonas de reproducción y lugares de incubación adecuados.	Condiciones coherentes con la consecución de los valores especificados más arriba para los indicadores de calidad biológicos.	Condiciones coherentes con la consecución de los valores especificados más arriba para los indicadores de calidad biológicos.
INDICADORES FÍSICOQUÍMICOS	Los indicadores fisicoquímicos corresponden total o casi totalmente a los de condiciones inalteradas correspondientes al tipo de masa de agua superficial más estrechamente comparable a la masa de agua artificial o fuertemente modificada de que se trate. Las concentraciones de nutrientes se mantienen dentro de los márgenes normales correspondientes a condiciones inalteradas.	Los valores de los elementos fisicoquímicos se encuentran dentro de los márgenes establecidos de tal manera que garantizan el funcionamiento del ecosistema y la consecución de los valores especificados más arriba para los indicadores de calidad biológicos. Ni la temperatura ni el pH se sitúan fuera de los márgenes establecidos para garantizar el funcionamiento del ecosistema y la observación de los valores especificados más arriba para los indicadores de calidad biológicos. Las concentraciones de nutrientes no exceden los valores establecidos de tal manera que garantizan el funcionamiento del ecosistema y la observación de los valores especificados más arriba para los indicadores de calidad biológicos.	Condiciones coherentes con la consecución de los valores especificados más arriba para los indicadores de calidad biológicos.
CONDICIONES GENERALES	Los valores de temperatura, balance de oxígeno y pH corresponden a los que se observan en los tipos de masa de agua superficial más estrechamente comparables en condiciones inalteradas. Concentraciones cercanas a 0 o al menos por debajo de los límites de detección de las técnicas de análisis más avanzadas de uso general.	Concentraciones que no superen las normas establecidas de acuerdo con el procedimiento especificado en el epígrafe 1.2.6 ⁹ sin perjuicio de lo dispuesto en las Directivas 91/414/CE y 98/8/CE. (<eqs)	Condiciones coherentes con la consecución de los valores especificados más arriba para los indicadores de calidad biológicos.
CONTAMINANTES SINÉTICOS ESPECÍFICOS	Concentraciones dentro de los márgenes que corresponden normalmente a las condiciones inalteradas encontradas en el tipo de masa de agua superficial más estrechamente comparable a la masa de agua artificial o muy modificada de que se trate (valores de base = bgf).	Concentraciones que no superen las normas establecidas de acuerdo con el procedimiento especificado en el epígrafe 1.2.6 ⁹ sin perjuicio de lo dispuesto en las Directivas 91/414/CE y 98/8/CE. (<eqs)	Condiciones coherentes con la consecución de los valores especificados más arriba para los indicadores de calidad biológicos.
CONTAMINANTES NO SINÉTICOS ESPECÍFICOS			

Figura 1.5. Definiciones del potencial ecológico para masas de agua muy modificadas (DMA, Anexo V).



1.3.3. Plan de Acción Territorial del Paisaje de la Comunitat Valenciana.

El Plan de Acción Territorial de Infraestructura Verde y Paisaje es un Plan contemplado en la Ley de Ordenación del Territorio y Protección del Paisaje que establece que la Generalitat aprobará un Plan de Acción Territorial del Paisaje (cuya propuesta se realizó en marzo del 2011) que tendrá los siguientes cometidos: identificar y proteger los paisajes de relevancia regional; y establecer criterios y directrices para la elaboración de los estudios de paisaje, la valoración del paisaje y su consecuente protección.

A estos dos cometidos iniciales el Reglamento del Paisaje de la Comunitat Valenciana le añadió otros dos que son: delimitar los ámbitos territoriales que deban ser objeto de planificación y actuación a escala supramunicipal; y delimitar los recorridos escénicos y las zonas de afección visual desde las vías de comunicación.

Además, en coherencia con la Nueva Política de Paisaje resulta imprescindible identificar la Infraestructura Verde de la Comunitat Valenciana. En consecuencia, el Plan de Acción Territorial del Paisaje, además de los cometidos previstos inicialmente en la Ley de Ordenación del Territorio también debe incorporar este nuevo cometido. Los objetivos que se pretenden alcanzar con el Plan de Paisaje son tres:

- *Objetivo 1.* Poner en valor el Paisaje de la Comunitat Valenciana como factor de competitividad.
- *Objetivo 2.* Considerar el paisaje en los procesos de planificación del territorio.
- *Objetivo 3.* Coordinar la actuación de las distintas Administraciones Públicas en materia de paisaje.

En principio, las estrategias que desarrollan fundamentalmente a cada objetivo son las siguientes: Para poner en valor el paisaje (*Objetivo 1*) hay que identificar y proteger los paisajes de interés regional (Estrategia 1), hay que favorecer el uso y disfrute del paisaje por los ciudadanos (Estrategia 3) y, hay que mejorar y restaurar los paisajes deteriorados (Estrategia 4). Estas estrategias tienen un carácter socioeconómico.

Para considerar el paisaje en los procesos de planificación (*Objetivo 2*) hay que delimitar la Infraestructura Verde a escala regional y concretarla a escala supramunicipal y municipal (Estrategia 2). El carácter de esta estrategia es mixto, económico por una parte y urbanístico por otra. Para coordinar la actuación de las diferentes administraciones en materia de paisaje (*Objetivo 3*) hay que establecer criterios y directrices para la elaboración de Estudios de Paisaje y de Integración Paisajística (Estrategia 5), para la mejora visual de los accesos a los núcleos urbanos y de las áreas de actividad económica (Estrategia 6) y, para la protección de las vistas desde los principales recorridos y de las vistas más valiosas (Estrategia 7). Estas estrategias son de carácter socioeconómico y urbanístico.

A los efectos del establecimiento de objetivos de calidad paisajística, los paisajes de relevancia regional se integran en agrupaciones, cada una de las cuales incluye paisajes de relevancia regional con similitudes morfológicas, funcionales y visuales. Las agrupaciones de paisajes de relevancia regional de la Comunitat Valenciana son, de norte a sur, las siguientes:

- a) Paisajes agroforestales del interior de Castellón.
- b) Corredores prelitorales de Castellón.
- c) Sierras litorales de Castellón.
- d) Sierras de Espadán y Calderona.
- e) Alto Turia.
- f) Paisajes asociados al corredor del Júcar y plataformas.
- g) Sierras de mondúver y de Benicadell.
- h) Hoyas, sierras y valles del interior de Alicante.
- i) Montaña de Alicante.
- j) Litoral de la Marina.
- k) Paisajes culturales de los viñedos del interior.
- l) Humedales del litoral valenciano y sistemas agrarios próximos.
- m) Huertas y vegas de la Comunitat Valenciana.
- n) Islas de la Comunitat Valenciana.

El Estany de Cullera pertenece por tanto al doceavo grupo: "Humedales del litoral valenciano y sistemas agrarios próximos".



UNIVERSITAT
POLITÈCNICA
DE VALÈNCIA

*Título: Identificación de las condiciones ambientales de un estuario mediterráneo
(Estany de Cullera) y principales estrategias de rehabilitación del ecosistema*

TRABAJO DE FIN DE MÁSTER (TIPO A)
MÁSTER DE INGENIERÍA HIDRÁULICA Y MEDIO AMBIENTE

Patricia Ruiz-Cortina Seco
Curso: 2012-2013



2. OBJETIVOS.

Los principales objetivos que se pretenden alcanzar con el presente trabajo fin de master son los siguientes:

- Determinar la importancia de la conservación de un estuario mediterráneo como es el Estany de Cullera.
- Valorar las posibilidades del cumplimiento de la Directiva Marco del Agua en el año 2015.
- Utilizar los datos obtenidos en los muestreos de la columna de agua en el año 2010, para conocer el funcionamiento hidrológico, fisicoquímico y biológico del sistema.
- Reconocer la relación entre las principales variables físicoquímicas y biológicas que condicionan la calidad de las aguas del Estany de Cullera
- Estudiar si se produce estratificación en la columna de agua y los posibles procesos de anoxia/hipoxia en las capas profundas.
- Identificar las medidas realizadas hasta la fecha para mejorar la calidad del Estany.
- Evaluar las posibles estrategias de rehabilitación para la recuperación del ecosistema del Estany de Cullera.



UNIVERSITAT
POLITÈCNICA
DE VALÈNCIA

*Título: Identificación de las condiciones ambientales de un estuario mediterráneo
(Estany de Cullera) y principales estrategias de rehabilitación del ecosistema*

TRABAJO DE FIN DE MÁSTER (TIPO A)
MÁSTER DE INGENIERÍA HIDRÁULICA Y MEDIO AMBIENTE

Patricia Ruiz-Cortina Seco
Curso: 2012-2013

3. ÁREA DE ESTUDIO.

3.1. Localización del área de estudio.

El Estany de Cullera, se encuentra ubicado al sur del término municipal de Cullera, en la provincia de Valencia, en la costa este de la Península Ibérica (tal y como se aprecia en la figura 3.1.). Como ya se ha mencionado en la introducción, está incluido en el Catálogo de Zonas Húmedas de la Comunitat Valenciana.

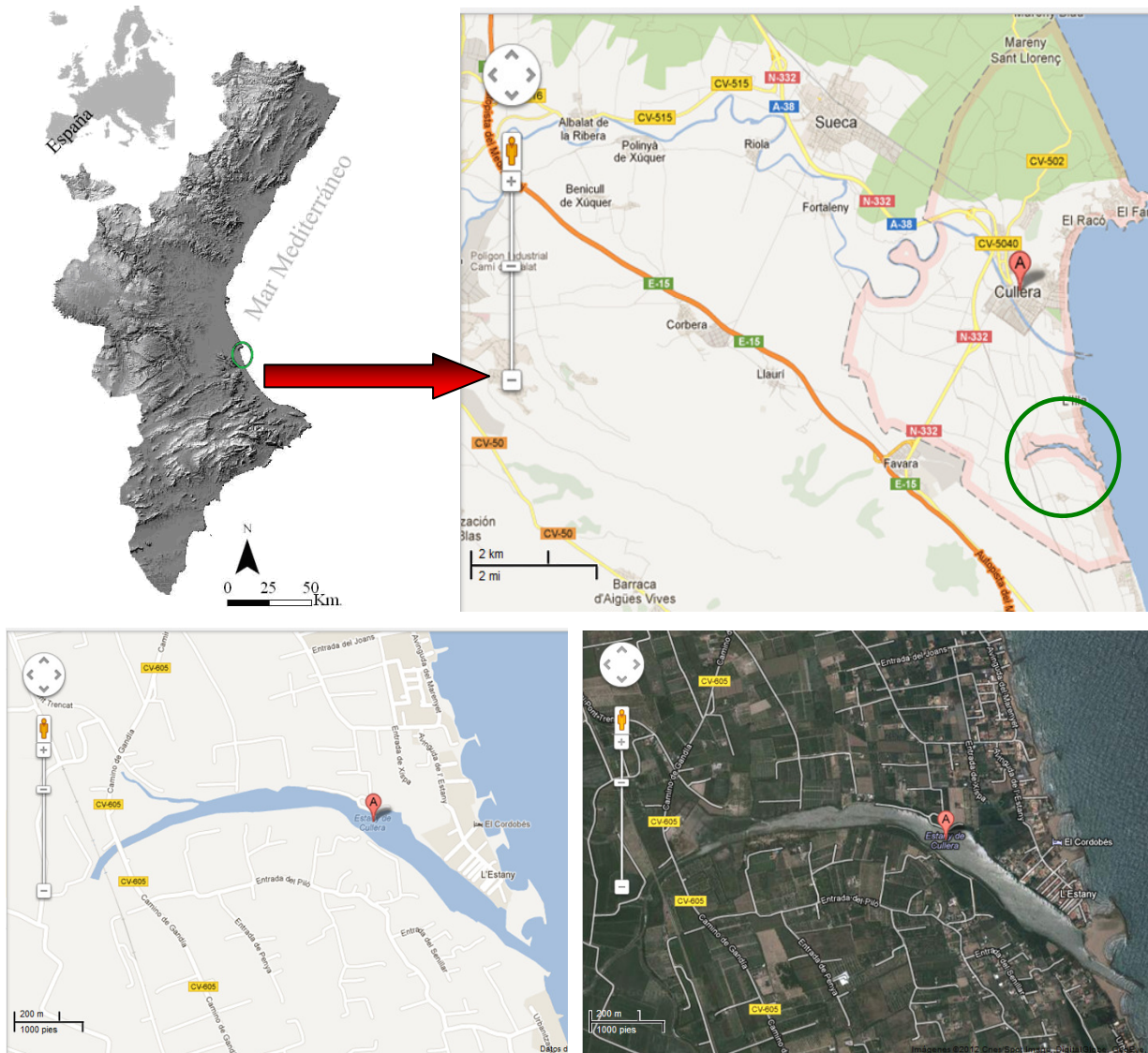


Figura 3.1. Ubicación y vista general del Estany de Cullera.

El área de estudio de este trabajo se localiza entre las coordenadas 39°07'54" N y 39°07'29" N y entre las coordenadas 00°15'15" W y 00°13'48" W.

En época de avenidas, el Estany recoge las aguas del margen derecho del río Júcar. El Estany se encuentra situado a unos 2 Km al sur de la desembocadura de dicho río y se ubica sobre un cordón litoral que separa la zona de humedales del mar abierto y que cierra la Marjal de Cullera y Tavernes conectándola por medio de sus aguas con el mar. Existen diversas hipótesis sobre su origen si bien la más aceptada es la de antigua desembocadura del río Júcar.

El también llamado Estany Gran es una zona húmeda costera, de morfología lacustre, donde se mezclan las aguas marinas y continentales de forma variable en el tiempo y en el espacio (en función de diversos factores como época del año, nivel de antropización, intrusión marina, aportes continentales, etc). El estuario tiene una longitud aproximada de 2.100 m (desde la carretera Nazaret-Oliva hasta su desembocadura) unos 200 m de anchura máxima y 7,5 m de profundidad máxima (ver figura 3.2). La lámina de agua ocupa una superficie de unas 40 Ha excepto en época de lluvias y avenidas en que aumenta su superficie (Giner et al., 2003).

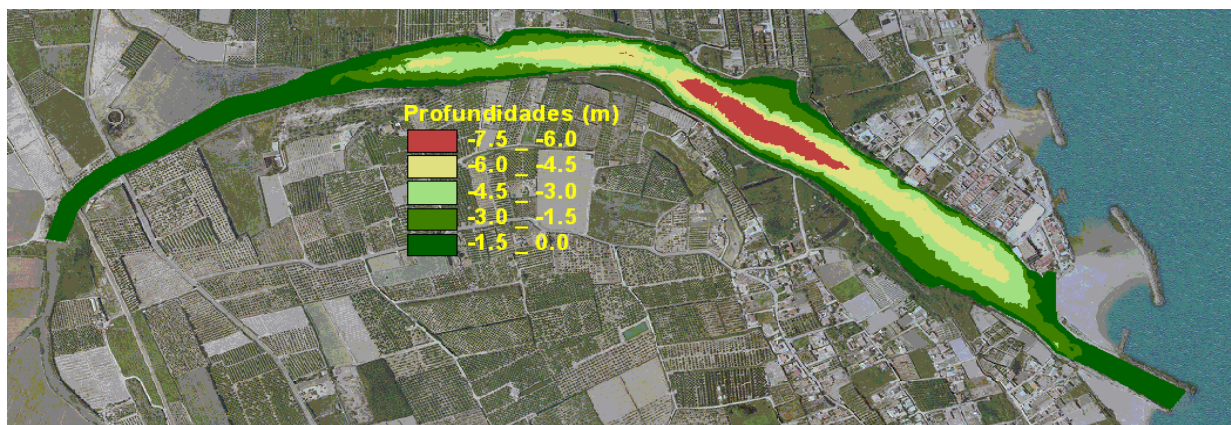


Figura 3.2. Batimetría de la cubeta del Estany (Martí CM, 2007).

3.2. Características del medio físico.

El Estany es en la actualidad el remate de una cuenca fluvial que recoge todas las escorrentías de los marjales de la orilla derecha de la Ribera Baja del Júcar, las partidas arroceras del Algar de Corbera, Montaners y Nacla de Fortaleny. La cuenca drenada por el Estany abarca una superficie de unos 110 km² y limita al norte con el río Júcar, al sur con el Marjal de Tavernes, al oeste con las montañas de Murta y Cavall Bernat y al este con el mar.

El Estany recibe aportaciones de agua dulce de la red de acequias que recogen el agua sobrante de los arrozales de la zona húmeda y excesos de agua de los barrancos de la Sierra de La Murta y de Cavall Bernat, más alimentación de agua dulce por los “ullals” en la zona sur del lago principalmente. También recibe aguas directamente de la capa freática en algunos puntos. El caudal que aportan las fuentes continentales de alimentación hídrica, la climatología o época de año, hace variar la salinidad del agua del Estany considerablemente y pasa de condiciones marinas a continentales en época de avenidas (Giner et al., 2003).

3.3. Transformaciones ocurridas en el Estany.

A finales de la década de los 70, el Estany de Cullera se encontraba separado del mar de manera natural por un cordón dunar que impedía la libre entrada del agua de mar al Estany (figura 3.3). Los niveles de agua subían y bajaban con mayor intensidad y sus aguas eran más dulces que en la actualidad.



Figura 3.3. Salida al mar del Estany en 1977 (CHJ, 2003).

Tras la rotura de la presa de Tous en 1982 se realizaron una serie de obras (se retiró el cordón dunar litoral y se construyeron una serie de escolleras en la costa) con lo que se abrió el Estany al mar y se transformó el Estany en un medio más marino.

En 1987-1988 se construyeron las grandes compuertas que impiden el acceso del agua de mar a los campos de arroz arriba del Estany para evitar la salinización de los mismos.



Figura 3.4. Vista del Estany tras su apertura al mar y la construcción de las escolleras. Foto de 1998 si bien en la actualidad presenta un aspecto similar. (CHJ, 2003)

La transformación del hábitat de la laguna del Estany a partir de estas obras fue considerable, así dejó de ser una laguna meromítica ectogénica, es decir, una laguna con una clara estratificación de sus aguas (tipología muy poco frecuente en el Estado español) a ser un medio más marino. La estratificación peculiar de las aguas del Estany era producto de la barrera de arena en la zona de la desembocadura, paralela a la costa, con medio metro de profundidad y de un par de metros de anchura. La barrera dosificaba la entrada de agua de mar a la laguna y éste agua marina se depositaba en las zonas más profundas sin mezclarse con las capas dulces más superficiales, así se producía la meromixis o estratificación de dos capas claramente diferenciadas y una haloclina donde el agua aumentaba bruscamente de salinidad permitiendo que microorganismos de agua dulce y salada vivieran separados por unos pocos centímetros. Al producirse la ampliación de la desembocadura del lago, la cantidad de agua de mar presente en el interior del Estany aumentó (Giner et al., 2003).



3.4. El Estany y la actividad agrícola.

3.4.1. Gestión del riego.

Dos comunidades de regantes gestionan los campos del Marjal Sur del río Júcar: la comunidad de regantes de Cuatro Pueblos y la comunidad de Regantes de Cullera (Martí, 2007). Así, la gestión del riego de los campos de cultivo del margen derecho del Marjal Sur del río Júcar, donde se incluyen los campos situados en la zona del Estany, se realiza en los términos municipales de Corbera y Cullera.

El riego según la información facilitada por la comunidad de regantes de Cullera se realiza todos los días, las 24 horas de día. Éste se reparte por horas según los cultivos: 12 horas de 7 a.m. - 6 p.m. para cultivo de huertas (cítricos) y 12 horas de 6 p.m. -7 a.m. para los cultivos de arroz. El agua con destino a los campos de arroz del margen derecho del río Júcar se extrae en el Azud de Cullera (Azud del Rey) y constituye la entrada fundamental de agua en la zona si bien existe otra entrada de agua por el Azud de Corbera.

El agua dulce que desemboca en el Estany depende en gran medida de las avenidas existentes en la cuenca, ya que la marjal derecha del Júcar incluido el Estany de Cullera actúan como zona de desagüe en época de avenidas, no en vano la Confederación Hidrográfica del Júcar elaboró el documento *“Memoria-resumen del proyecto de actuaciones de mejora del drenaje en la marjal del sur en la Ribera Baja del Júcar (Valencia)”* con un subapartado relacionado directamente con el Estany (5.2.: *mejora de la capacidad de desagüe del Estany*) con la intención de facilitar la salida del agua de lluvia en caso de avenidas. Sin embargo, el ciclo del arroz también tiene una gran importancia en los aportes de agua dulce al Estany, ya que tras el riego de los campos de la zona, el agua excedente se deja para su salida al mar por las acequias que desembocan en el Estany. (Además, el Estany recibe una asignación continua de 1 m³ / segundo procedente del río Júcar). Debido a la importancia del ciclo de arroz en la entrada de agua dulce en el Estany, en los próximos apartados se detalla por un lado la estructura del sistema de acequias en los campos de arroz y por otro, el ciclo anual del cultivo del arroz en el término municipal de Cullera.

3.4.2. Red de acequias.

ACEQUIAS PRINCIPALES.

Las principales acequias que vierten sus excedentes de riego al Estany (figura 3.5) son las siguientes (Martí 2007): La **Acequia Nova** procedente del Término Municipal de Corbera (esta acequia puede llevar aguas residuales, ya depuradas, de la EDAR de Polinyà) se une con la **Acequia del Senyor** procedente del T.M. de Favara al oeste del Estany y con La **Acequia Mollons** que nace en Llaurí y puede llevar aguas residuales de la EDAR de Favareta hacia la Acequia del Senyor. Tras la unión de estas tres acequias se produce otra unión (antes de llegar al Estany) de la **Acequia de la Vall**, procedente del T.M. de Tavernes de la Valldigna. La confluencia de estas cuatro acequias conforma la denominada en este proyecto como “**Ac.0**”, que constituye el brazo principal del Estany en el cual se encuentran ubicadas las compuertas.

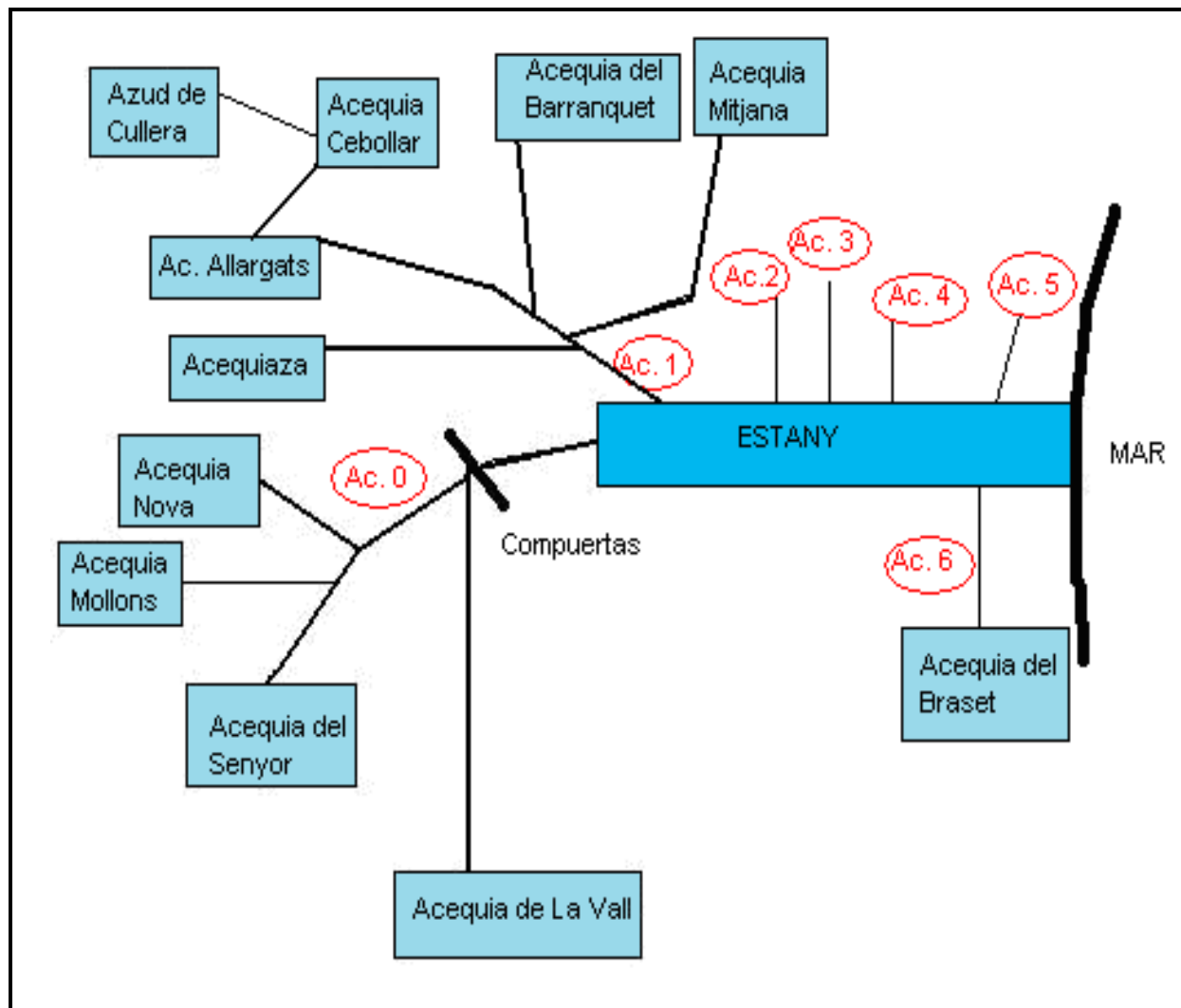


Figura 3.5. Esquema de las principales acequias que alimentan el Estany de Cullera (Martí CM, 2007).

ACEQUIAS DEL NORTE DEL ESTANY.

La ***Acequia Cebollar*** permite conectar la red de acequias con el ***Azud de Cullera***, donde se produce la toma de agua. La ***Acequia dels Allargats*** y la ***Acequia del Barranquet*** se unen al norte del Estany. Poco después se les une la ***Acequia Mitjana***, y a la unión de estas se junta por el oeste la ***Acequiaza***. Todas estas acequias forman el segundo brazo del Estany denominado como **Ac.1**. Además hay otras cuatro acequias más pequeñas que vierten sus sobrantes directamente al Estany (**Ac.2; Ac.3; Ac.4 y Ac.5**).

ACEQUIAS DEL SUR DEL ESTANY.

La principal acequia que desemboca en el Estany por el sur es la ***Acequia del Braset*** (**Ac.6**), que transcurre paralela a la línea de costa y próxima a la desembocadura. Hay otras dos acequias que desembocan en sur del Estany pero son de muy escasa importancia.



Figura 3.6. Fotografía de una de las acequias de escasa envergadura del sur del Estany de Cullera.



3.4.3. Ciclo anual del cultivo de arroz.

Los cultivos que se pueden encontrar en los campos agrícolas próximos al Estany son cultivos de arroz y cítricos, si bien predominan los de arroz. El ciclo anual del cultivo del arroz presenta a lo largo del año diferentes etapas con fechas aproximadas en función de la climatología (Martí, 2007), según ésta se producirá la siembra y a partir de ahí se realizarán el resto de labores:

1) *Arado o cultivo de tierras* (enero-marzo). Las fechas son aproximadas en función de las lluvias ya que el arado se ha de realizar en un momento en que no llueva.

2) *Abonado* (abril-mayo). Los principales abonos utilizados son: 44% nitrógeno (urea), se descompone más lento y 40% con fosfato diamónico, también lleva N amoniacal.

➤ *Entrada de agua e inundación de los campos.*

3) *Siembra*. Dura unos 15 días.

4) *Remendado o resiembra*. Consiste en cubrir aquellas zonas que se hayan quedado sin sembrar.

➤ *La suelta principal de agua se produce a finales de abril o principios de mayo en función del clima.*

5) *Período de tratamiento con herbicidas, fungicidas...* Desde unos 15-20 días después de la siembra - hasta el mes de julio. Para poder aplicar los herbicidas, fungicidas la tierra ha de estar seca y para ello se realiza el "eixugó" antes de cada aplicación. El "eixugó" es un secado natural, no hay entrada de agua y la que hay en el campo se evapora por la acción del sol.

6) *Escardado*. Se realiza en julio-agosto. Consiste en quitar el arroz silvestre de los campos y se hace de forma manual.

➤ *Cierre de los azudes. A partir del 15 de agosto ya no entra agua en el arrozal.*

7) *Cosechado* (septiembre-octubre). La cosecha dura unos 20-25 días (aproximadamente un mes). Después el arroz se lleva a la secadera para quitarle la humedad.

8) *Quema de paja* (octubre). Consiste en la quema de la paja tras la cosecha y dura unos 2 ó 3 días.

9) *Inundación de los campos* (noviembre-enero). En noviembre se inundan de nuevo los campos hasta el mes de enero. Ésta inundación está subvencionada y es voluntaria. Permite el uso de los campos para el paso de aves y evita el crecimiento de malas hierbas. También se utilizan los campos de arroz como cotos de caza en época de caza y se hacen las “tiradas”.

CICLO DEL ARROZ												
Actividades	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic
Arado o cultivo de tierras	■	■	■									
Abonado				■								
Entrada agua en campos¹												
Siembra				■								
Remendado o resiembra					■							
Suelta agua²												
Tratamiento con herbicidas...					■	■	■					
Escardado							■	■				
Cierre azudes³												
Cosechado									■	■		
Quemas										■		
Inundación campos	■										■	■

¹Entrada en campos: antes de la siembra

²Suelta agua: finales abril – principios de mayo

³Cierre azudes: el 15 de Agosto.

Tabla 3.1. Ciclo anual del cultivo del arroz. (Martí CM, 2007).

3.4.4. El cultivo de cítricos.

En Cullera los cítricos se riegan con riego “a manta”. El riego se realiza con una frecuencia de 15-20 días desde marzo a octubre también en invierno si no llueve. El agua procedente del riego de los cítricos no se recoge directamente en el Estany, así solamente puede llegar al Estany agua procedente de los cítricos por infiltración en el acuífero tras el riego a manta de los campos o por sobrantes del riego en las acequias. En cuanto al abonado se realizan diferentes tipos de abonado en los campos desde marzo hasta agosto-septiembre.

3.5. Importancia del Estany para la biodiversidad.

El Estany de Cullera presenta un gran interés por la existencia de “ullals” en la zona sur del Estany, por la función ejercida ante las avenidas del Júcar y frente a los riesgos de inundación y por la contribución a la actividad agrícola, deportiva y recreativa de sus aguas (Giner et al., 2003). Además los hábitats asociados al carácter de zona húmeda costera son de elevada relevancia. En la **flora** autóctona del Estany, están representadas las siguientes comunidades (Conselleria d’Infraestructures, Territori y Medi Ambient., 2012):

- Comunidades ligadas al sistema dunar → *Ammophila arenaria*, *Crucianella maritima*, *Cakile maritima*. A continuación aparecen por orden dichas especies.



Figura 3.7. Imágenes de la flora dunar mencionada (Banco de Datos de Biodiversidad de la Comunitat Valenciana, 2012).

- Comunidades ligadas al medio acuático dulceacuícola → *Typha spp.*, *Phragmites australis* (carrizo), *Potamogeton pectinatus* (espiga de agua); Y salobre → *Juncus maritimus*. En las siguientes fotografías se aprecian estas especies.



Figura 3.8. Imágenes de la flora acuática mencionada (Banco de Imágenes BioPix, 2012).

- Comunidades ligadas al medio fluvial → se trata de vegetación ribereña: *Iris pseudacorus* (lirio amarillo) y *Tamarix gallica* (tamarit o taray) que se muestran en las fotografías (figura 3.9):



Figura 3.9. Imágenes de la flora ribereña mencionada (Banco de Imágenes BioPix, 2012).

Debido a la fluctuación entre el medio marino y fluvial que tiene lugar en el Estany de Cullera, destaca la presencia conjunta de especies de **fauna** marinas y continentales.

Entre las especies marinas cabe destacar **peces** como *A. anguilla* (anguila) o *Chelum labrosus* (lisa en castellano o llisa en valenciano), junto a **invertebrados decápodos** como *Portumnus latipes* (cangrejo de arena), a continuación se pueden ver las imágenes de estas especies que habitan en el Estany.



Figura 3.10. Imágenes de la fauna mencionada (Banco de Datos BioPix, 2012).

Entre la fauna dulceacuícola existe un amplio elenco que incluye: **uniónidos** como *Anodonta cygnaea* o *Unio elongatulus*, **anfibios** como *R. perezii* (rana común) y *Bufo calamita* (sapo corredor); y **reptiles** como *Elaphe scalaris* (culebra de escalera) y *Coluber hippocrepis* (culebra de herradura). Dicha fauna dulceacuícola se muestra a continuación.



Figura 3.11. Imágenes de los uniñidos, anfibios y reptiles mencionados (Banco de Datos BioPix, 2012).

La fauna dulceacuícola también abarca una amplia comunidad de **avifauna** en la que destacan acuáticas y paseriformes; en este último grupo cabe destacar la capacidad de acogida del Estany para especies sedentarias como: *Fulicra atra* (focha común) o *Porphyrio porphyrio* (calamón), así como invernantes: anátidas como *Anas crecca* (cerceta común), *Anas clypeata* (cuchara común) o *Netta rufina* (pato colorado). Esta avifauna se aprecia en la figura 3.12.



Figura 3.12. Imágenes de la avifauna mencionada (Banco de Datos BioPix, 2012).

L'Estany es un área de interés estratégico para la conservación y conectividad entre poblaciones de otra especie de fauna: los galápagos autóctonos, esto es debido a su situación intermedia entre l'Albufera y el marjal de La Safor. En el estuario habitan dos especies de galápagos. La primera es el *Emys orbicularis* (galápagos europeo) que está catalogada en la legislación valenciana como "vulnerable" (la segunda categoría de protección inmediatamente después de las especies "en peligro de extinción"). El futuro de esta especie depende del trabajo conjunto de administraciones y particulares en la recuperación de los hábitats acuáticos donde vive, evitando los vertidos y la suelta de animales invasores como la tortuga de florida.

La segunda especie es el *Mauremys leprosa* (galápagos leproso), es uno de los galápagos autóctonos protegidos por la legislación valenciana, habita en los humedales de toda la Comunitat Valenciana, pero sus poblaciones se han reducido en los últimos años y han desaparecido en algunos enclaves por la destrucción y contaminación de las zonas húmedas y la introducción de especies invasoras. La tortuga de Florida (*Trachemys scripta*), proveniente del sur-este de Estados Unidos, es una de las especies invasoras más peligrosas para los humedales valencianos aunque se desconoce si existe una población reproductora en el Estany. Esta especie ocupa el territorio de las especies autóctonas ya mencionadas, las cuales pueden desaparecer de las zonas húmedas a causa de las sueltas, accidentales o no, de las tortugas de Florida. (Red Natura 2000, Proyecto Life+Trachemys Nat/Es/000529).



Figura 3.13. De izquierda a derecha el galápagos europeo, el galápagos leproso y la tortuga de Florida. (Banco de Datos BioPix, 2012).

Con el objetivo de conseguir salvar a las tortugas autóctonas, la Concejalía de Medio Ambiente de Cullera colabora en el proyecto europeo 'LifeTrachemys' (Las Provincias, 2012). En concreto con esta iniciativa se trata de corregir los impactos ambientales negativos que genera la introducción de galápagos exóticos (en especial la tortuga de Florida) en nuestro medio natural y paliar su efecto devastador sobre las especies autóctonas.

Este proyecto, que se inició en enero de 2011, aunque se viene trabajando intensamente en él desde 2006, contempla varios tipos de acciones, entre las cuales se encuentra el control de las poblaciones asilvestradas y la concienciación de los ciudadanos de núcleos urbanos próximos a humedales con poblaciones de galápagos autóctonos para explicar el efecto de depositar estos animales en estos espacios. En el caso de Cullera se ha instalado un panel informativo en la Senda del Estany, concretamente en la margen derecha, y ha sido la primera de las actuaciones que la Conselleria de Medio Ambiente ha llevado a cabo en este humedal que forma parte del proyecto europeo. También se contempla la puesta en marcha de medidas de control y detección de este tipo de tortugas a través de la ubicación de trampas flotantes, plataformas de soleamiento o nasas sumergidas en el humedal.



Figura 3.14. Imágenes del panel informativo instalado en la Senda del Estany.

Para el buen funcionamiento de este tipo de control en esta ciudad de la Ribera, se cuenta con la colaboración del Club de Pescadores deportivos de Cullera, quienes a través de su personal de vigilancia informarán a la concejalía del estado de las trampas o plataformas colocadas en el Estany y acequias colindantes. En el tiempo de funcionamiento que lleva el proyecto, se han capturado más de 4.600 ejemplares de tortuga de Florida en el medio natural ya que son las más habituales como animal de compañía. El proyecto, cofinanciado con fondos comunitarios y coordinado por la Generalitat Valenciana, cuenta con la participación de tres instituciones portuguesas, y se centra sobre 17 humedales (entre ellos el Estany de Cullera), otros 12 valencianos y 4 del Algarve.

4. MATERIAL Y MÉTODOS.

4.1. Toma de muestras.

Para obtener los datos físico-químicos que caracterizan el Estany de Cullera se llevaron a cabo una serie de campañas de muestreo en una estación de muestreo (que recibe el nombre de TES003) definida en el centro de la laguna costera (Fig. 4.1), en las fechas que se indican a continuación:

Campaña	Fecha
Estany 1	2 de marzo de 2010
Estany 2	4 de mayo de 2010
Estany 3	13 de julio de 2010
Estany 4	20 de octubre de 2010

Tabla 4.1. Fechas de las campañas de muestreo en el Estany.

Con estas campañas de muestreo se obtuvieron datos de las características físico-químicas del Estany a lo largo de un año. Además, cada campaña de manera individual presenta unas particularidades que le son propias en cuanto a estación climática en que se lleva a cabo el muestreo, características meteorológicas, cantidad de agua dulce entrante en el Estany procedente de lluvias o excedentes de riego, etc.

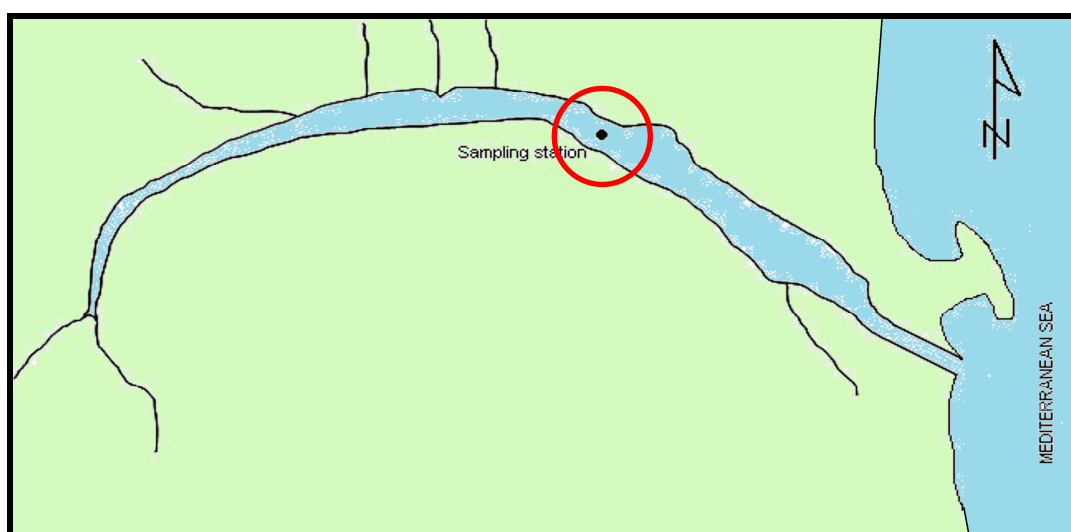


Figura.4.1. Estany de Cullera, ubicación de la estación de muestreo.



A continuación se reflejan las muestras que se tomaron a distintas profundidades a lo largo de la columna de agua en las cuatro campañas de muestreo.

FECHA	CLAVE	ESTACIÓN	PROF. (m)	X	Y
02/03/2010	TES003-0,00-020310	TES003	0.00	738694	4335076
02/03/2010	TES003-0,60-020310	TES003	0.60	738694	4335076
02/03/2010	TES003-0,70-020310	TES003	0.70	738694	4335076
02/03/2010	TES003-0,80-020310	TES003	0.80	738694	4335076
02/03/2010	TES003-0,90-020310	TES003	0.90	738694	4335076
02/03/2010	TES003-1,00-020310	TES003	1.00	738694	4335076
02/03/2010	TES003-1,10-020310	TES003	1.10	738694	4335076
02/03/2010	TES003-1,20-020310	TES003	1.20	738694	4335076
02/03/2010	TES003-6,20-020310	TES003	6.20	738694	4335076

FECHA	CLAVE	ESTACIÓN	PROF. (m)	X	Y
04/05/2010	TES003-0,00-040510	TES003	0.00	738694	4335076
04/05/2010	TES003-0,70-040510	TES003	0.70	738694	4335076
04/05/2010	TES003-0,90-040510	TES003	0.90	738694	4335076
04/05/2010	TES003-1,20-040510	TES003	1.20	738694	4335076
04/05/2010	TES003-3,40-040510	TES003	3.40	738694	4335076
04/05/2010	TES003-3,60-040510	TES003	3.60	738694	4335076
04/05/2010	TES003-3,90-040510	TES003	3.90	738694	4335076
04/05/2010	TES003-6,70-040510	TES003	6.70	738694	4335076

FECHA	CLAVE	ESTACIÓN	PROF. (m)	X	Y
13/07/2010	TES003-0,00-130710	TES003	0.00	738694	4335076
13/07/2010	TES003-0,30-130710	TES003	0.30	738694	4335076
13/07/2010	TES003-0,50-130710	TES003	0.50	738694	4335076
13/07/2010	TES003-0,90-130710	TES003	0.90	738694	4335076
13/07/2010	TES003-1,30-130710	TES003	1.30	738694	4335076
13/07/2010	TES003-1,70-130710	TES003	1.70	738694	4335076
13/07/2010	TES003-2,20-130710	TES003	2.20	738694	4335076
13/07/2010	TES003-6,10-130710	TES003	6.10	738694	4335076

FECHA	CLAVE	ESTACIÓN	PROF. (m)	X	Y
20/10/2010	TES003-0,00-201010	TES003	0.00	738694	4335076
20/10/2010	TES003-0,10-201010	TES003	0.10	738694	4335076
20/10/2010	TES003-0,40-201010	TES003	0.40	738694	4335076
20/10/2010	TES003-0,70-201010	TES003	0.70	738694	4335076
20/10/2010	TES003-1,00-201010	TES003	1.00	738694	4335076
20/10/2010	TES003-1,70-201010	TES003	1.70	738694	4335076
20/10/2010	TES003-2,10-201010	TES003	2.10	738694	4335076
20/10/2010	TES003-2,40-201010	TES003	2.40	738694	4335076
20/10/2010	TES003-2,70-201010	TES003	2.70	738694	4335076
20/10/2010	TES003-4,00-201010	TES003	4.00	738694	4335076
20/10/2010	TES003-6,40-201010	TES003	6.40	738694	4335076

Tabla 4.2. Descripción del registro de datos tomados a distintas profundidades en las cuatro campañas.

En la estación de muestreo se utilizó una sonda multiparamétrica YSI (figura 4.2) para establecer la profundidad de la interfaz de agua dulce-agua salada. Con esta sonda multiparamétrica se midió, además de la haloclina, la temperatura in situ, el oxígeno disuelto (O.D) y la turbidez.

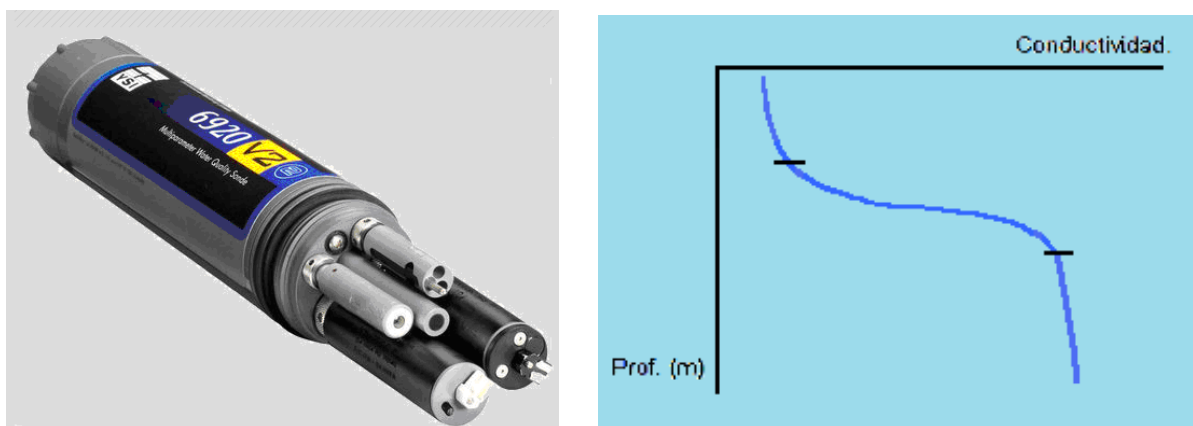


Figura 4.2. Sonda multiparamétrica YSI y esquema de una haloclina.

Para determinar la **haloclina** (capa de la columna de agua en la que la salinidad del agua cambia bruscamente con la profundidad) se observaron los valores de conductividad obtenidos con la sonda multiparamétrica, cuando éstos aumentaban bruscamente en un estrecho rango de profundidad, se consideraba esa zona la haloclina (figura 4.2).

Una vez determinada la profundidad a la que se encontraba la haloclina, se muestreó ésta con un equipo llamado SWIS (Sampler Water Interface System). Con este sistema (figuras 4.3 y 4.4) se puede realizar un muestreo más intensivo y detallado en la zona de la interfase, ya que puede llegar a tomar muestras cada 10 cm de profundidad en la columna de agua.

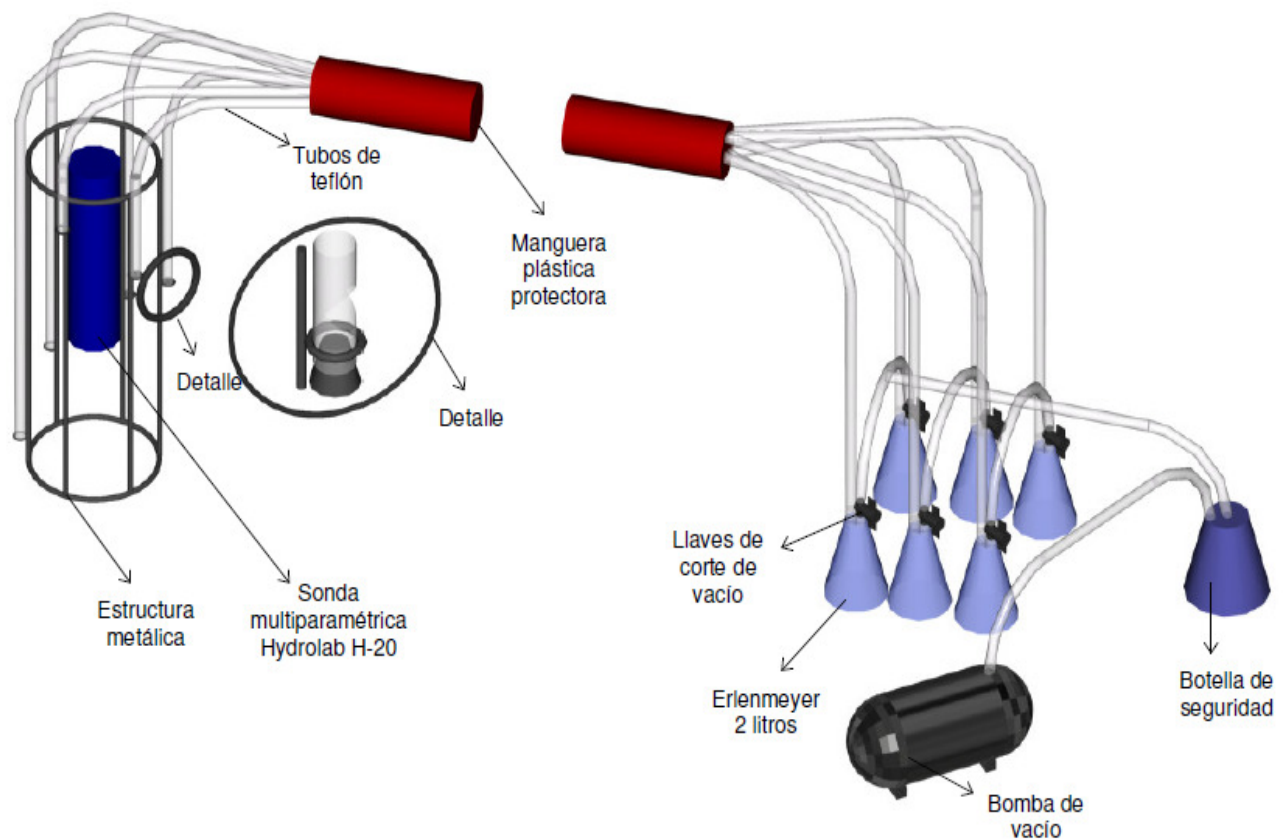


Figura 4.3. Esquema del SWIS para el muestreo de la interfase en el Estany de Cullera (Falco, 2003).

En la figura 4.3 se puede ver que el equipo consta de dos partes: una sumergible y otra de superficie. La parte sumergible tiene seis tubos de teflón PTFE con un diámetro interno de 6 mm y el externo de 8, acoplados y distanciados entre ellos cada 10 cm en la vertical a una estructura de acero inoxidable que se adapta a la sonda multiparamétrica. El extremo de cada uno de los tubos de teflón está tapado con un pequeño tapón, y posee un orificio en la parte lateral para que el bombeo de agua no se realice por el extremo y así evitar perturbaciones indeseables (ver detalle en la figura 4.3). A la salida de la estructura, estos 6 tubos van protegidos por una manguera común para evitar que se doblen o pinchen.

En la parte superficial se halla el sistema de succión por vacío que permite extraer el agua de la profundidad deseada. El extremo superior de cada uno de los tubos de teflón se dirige hacia una botella de toma de muestra. Dichas botellas poseen unos tapones con dos orificios, por uno de ellos se introduce el extremo del tubo de teflón por donde entrará el agua y por el otro orificio se introduce otro tubo que se conecta a la bomba de vacío.

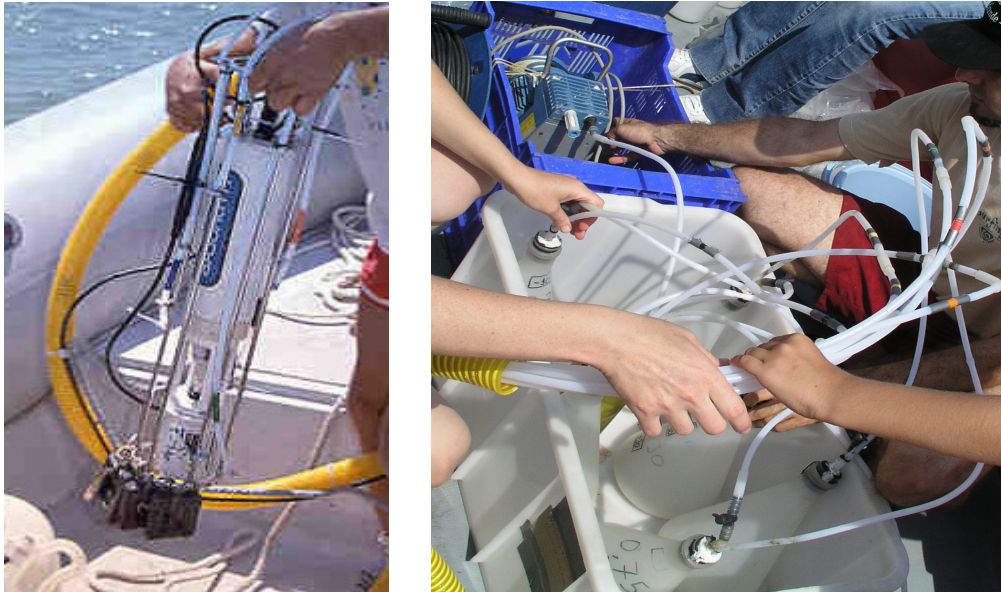


Figura 4.4 .Fotografías de la parte sumergible y la parte de superficie del SWIS.

Para determinar la **oxiclina** (capa de la columna de agua donde el oxígeno disminuye bruscamente con la profundidad) se observaron los valores de oxígeno y cuando éstos disminuían bruscamente en un estrecho rango de profundidad llegando a cero, se consideraba esa zona oxiclina (figura 4.5). Para detectar los descensos bruscos en los niveles de oxígeno disuelto en el agua se utilizó la sonda multiparamétrica YSI.

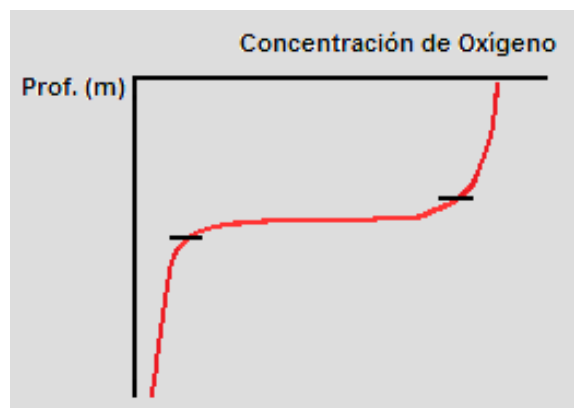


Figura 4.5. Esquema de una oxiclina.

4.2. Tratamiento y análisis de las muestras.

Se recolectaron muestras a distintas profundidades para el análisis de nutrientes, salinidad y clorofila a en botes de plástico de 2 L. Las muestras para el análisis de fitoplancton se recolectaron en botes de vidrio de 250 mL y fueron tratadas *in situ* con glutaraldehído (concentración final 2 %) como indica Sournia (1978).

Todas las muestras fueron guardadas inmediatamente en neveras portátiles con hielo para su conservación en condiciones refrigeradas hasta su análisis en el laboratorio.

Una vez en el laboratorio, las muestras destinadas al análisis de nutrientes, salinidad y clorofila a , se dividieron en varias partes proporcionales (el esquema se puede ver más adelante en la figura 4.7), siguiendo los procedimientos de conservación sugeridos por APHA (1998). A excepción de los 120 mL de agua que se conserva sin filtrar para la determinación del fósforo total (PT), el resto de muestras fueron filtradas a través de filtros de membrana de acetato de celulosa de $0,45\mu\text{m}$ (Millipore HAWP) como puede verse en la figura 4.6.



Figura 4.6. Proceso de filtración de las muestras. (Grupo de Investigación de Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente, 2012).

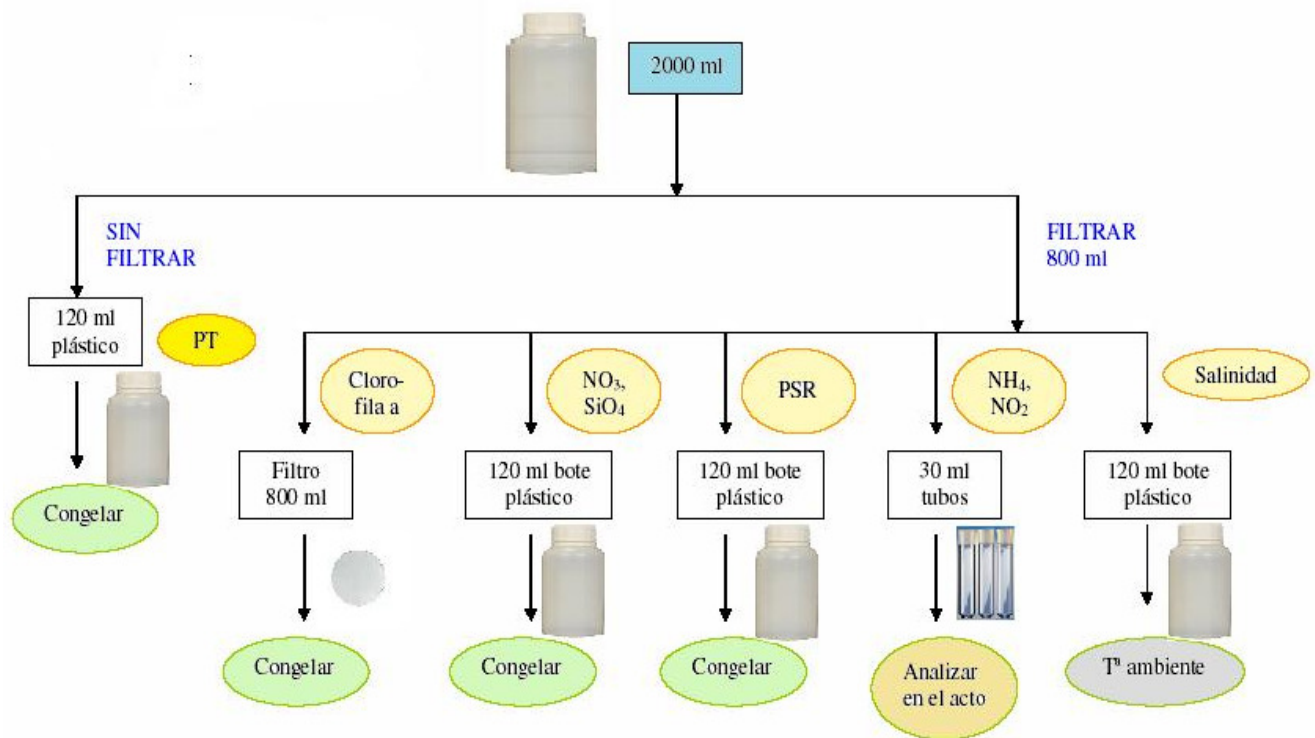


Figura 4.7. Cadena de custodia y conservación de la fracción de agua recogida para el análisis de nutrientes, salinidad y clorofila a.

A continuación se describen los métodos analíticos para la determinación de los siguientes parámetros:

4.2.1. Compuesto fosforados: fósforo total (PT) y fósforo soluble reactivo (PSR).

La determinación del **fósforo total (PT)** se realiza sobre muestras sin filtrar basándose en el método de digestión desarrollado para aguas por Valderrama (1981) donde todo el fósforo se transforma en ortofosfato el cual es analizado por el mismo método utilizado en el fósforo soluble reactivo (PSR).

Se utilizan reactivos de grado analítico suprapur y P.A. Del mismo modo, se utiliza agua ultrapura obtenida con un equipo de purificación de agua Milli-Q 185 Plus. Para la digestión, 30 mL de muestra se mezclan con 4 mL de un reactivo compuesto de 30 g de ácido bórico, 14 g de hidróxido sódico y 50 g de persulfato potásico, estos tres compuestos se llevan a 1 L con agua ultrapura. Los frascos utilizados para realizar la digestión en el autoclave han de ser previamente "digeridos en blanco" (15 mL de agua ultrapura (milli-Q) y 2 mL de reactivo al autoclave).

Una vez tenemos la muestra preparada se lleva a un Autoclave P Selecta Austester-E a una temperatura de 121°C durante 1 hora (figura 4.8). Transcurrido este tiempo, se deja enfriar y se congela hasta su análisis posterior (aunque también podría analizarse al salir del autoclave), en el análisis se determina el ortofosfato formado utilizando un autoanalizador de flujo continuo segmentado por aire, Alliance Instruments Integral Futura. (figura 4.8).

La determinación del **fósforo soluble reactivo (PSR)** se realiza sobre muestras filtradas siguiendo el método de Murphy y Riley (1962) que consiste en provocar la formación de un complejo fosfomolibdico de color azul mediante la adición de molibdato amónico en medio ácido. El molibdato de amonio y el tartrato de antimonio y potasio reaccionan con el ortofosfato en un medio ácido para formar un complejo de fosfomolibdato de antimonio, el cual es reducido a azul de molibdeno por el ácido ascórbico (APHA, 1998).



Figura 4.8. Autoanalizador de flujo continuo y autoclave. (Grupo de Investigación de Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente, 2012).

4.2.2. Compuestos nitrogenados: amonio, nitrito y nitrato.

La determinación del amonio se basa en la reacción de Berthelot. En medio alcalino el amonio disuelto reacciona con el hipoclorito formando una monocloramina. Este compuesto en presencia de fenol y un exceso de hipoclorito da lugar a la formación de azul de indofenol. El ión nitroprusiato cataliza la reacción. La adición de citrato trisódico elimina la interferencia de Ca y Mg (Solórzano, 1969).

Para la determinación del nitrito se ha utilizado el método de análisis de aguas de Shinn (1941) adaptado para agua de mar por Bendscheider y Robinson (1952) que se basa en la reacción del ión nitrito con la sulfanilamida en medio ácido, produciéndose un diazocompuesto que forma un compuesto de color rosado con la N-naftiletilendiamina.

La determinación del nitrato se basa en la reducción de los nitratos a nitritos en una columna reductora de Cu/Cd en medio básico (pH=8,5). Posteriormente el nitrito se determina utilizando el método de análisis de aguas de Shinn (1941) adaptado para el agua de mar por Bendscheider y Robinson (1952) descrito anteriormente.

4.2.3. Ácido ortosilícico.

Se utiliza el método descrito por Strickland y Parsons (1972) que sigue el método de valoración de ácido ortosilícico en agua de mar de Mullin y Riley (1955). El método recurre a la formación a pH 1-2 de un complejo entre el molibdato amónico y las formas monómera o dímica del ácido ortosilícico. La reducción de este último con metanol formando un complejo azul es susceptible de determinación colorimétrica.

4.2.4. Clorofila α .

Se utiliza el método tricromático basado en espectroscopia visible para determinar la concentración de clorofila α (APHA, 1998). Para ello, las membranas de acetato de celulosa empleadas para filtrar las muestras se congelan con la finalidad de romper las células. Posteriormente los filtros se introducen en 6 mL de acetona al 90% en agua con el 1% en carbonato cálcico (1g de carbonato cálcico se lleva a 100 mL con agua ultrapura y se mezcla con 900 mL de acetona). Se determina la densidad óptica del extracto a distintas longitudes de onda: 630, 647 y 664 nm, para determinar el contenido pigmentario, y a 750 nm para determinar la densidad óptica no debida a la clorofila α . Para los cálculos de la concentración se utilizan las ecuaciones de Jeffrey y Humprey (1975).

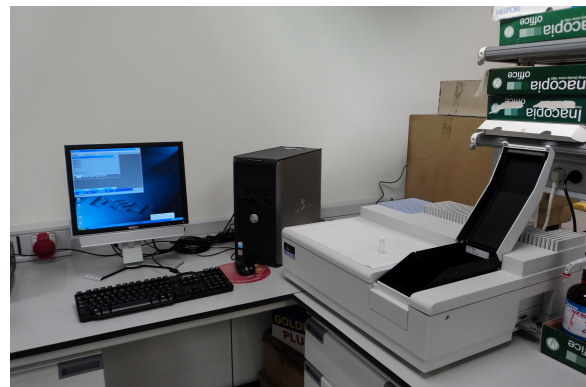


Figura 4.9. Espectro de absorción UV-Visible. (Grupo de Investigación de Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente, 2012).

4.2.5. Salinidad.

La salinidad de las muestras se determina con un conductímetro de inducción Salinometer Portasal Guildline 8410 A (figura 4.10), calibrado con los patrones adecuados (I.A.P.S.O. Standard Seawater, Ocean Scientific International, Ltd, $K_{15} = 0,99986$, $S = 34,995\%$).

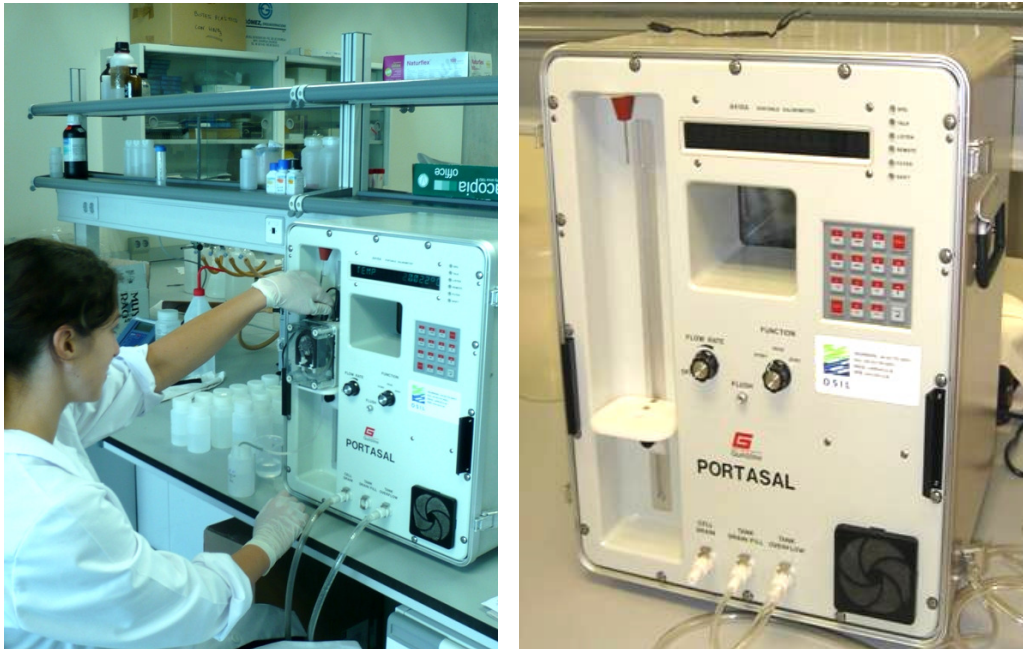


Figura 4.10. Salinómetro (conductímetro de inducción) para determinar la salinidad de las muestras. (Grupo de Investigación de Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente, 2012).

4.2.6. Recuentos fitoplanctónicos.

Para poder entender el funcionamiento y la estructura de los sistemas acuáticos es de suma importancia determinar la composición taxonómica de especies y la abundancia relativa de las mismas puesto que, como ya se ha mencionado, cualquier variación en los parámetros físico-químicos en la columna de agua puede afectar de manera cuantitativa o cualitativa a la composición fitoplanctónica y esta a los diferentes niveles tróficos.

La determinación de la composición fitoplanctónica se realizó por el método de microscopia de epifluorescencia (Vargo, 1978). Esta técnica basada en la observación de caracteres morfológicos y en la coloración de los pigmentos para clasificar los grupos taxonómicos se presenta como la más idónea por la precisión que presenta, $\pm 10\%$ (Venrick, 1978).

Una vez fijadas las muestras, son homogeneizadas con el fin de resuspender y separar las partículas que pueden haber sedimentado en la botella y evitar que se formen agregados entre las algas. Posteriormente, las muestras son filtradas con membranas de policarbonato de tamaño de poro uniforme de 0,2 μm (Millipore GTTP de \varnothing 25mm). Si el tamaño de poro en la membrana no es uniforme los organismos más grandes que un tamaño de poro determinado pueden quedar embebidos en la membrana en vez de sobre la misma (Paerl et al., 1973).

Determinar el volumen de muestra a filtrar es importante para lograr una correcta identificación de los organismos. Un volumen de muestra adecuado permite:

- a) Que no haya demasiados organismos en un campo que dificulten el recuento y/o éste se vea distorsionado por la superposición de células.
- b) Optimizar el trabajo de recuento consiguiendo que haya el suficiente número de organismos por campo para que no haya que contar un número de campos excesivamente grande, lo que aumenta el tiempo dedicado al recuento.

Como el volumen de muestra a filtrar depende del contenido en clorofila *a* se realizaron varias estimaciones con diferentes cantidades de muestra para optimizar el procedimiento. Con los resultados obtenidos se elaboró una tabla con los volúmenes que se propone filtrar para determinados rangos de clorofila *a* en muestras de agua costeras del litoral valenciano.

Clorofila <i>a</i> (mg/m ³)	Volumen filtrado (mL)
< 0,2	100
0,2-1	50
1-2	25
> 2	< 25

*Tabla 4.3. Volúmenes de muestra filtrados según el contenido en clorofila *a* para muestras del litoral valenciano.*

El filtrado (figura 4.11) se realiza con una bomba de vacío manual (modelo Mityvac KARTELL). La filtración se produce a una presión comprendida entre 5 y 10 Kpa (Kuuppo-Leinikki y Kuosa, 1989; Maclsaac y Stockner, 1993) con el fin de obtener una buena distribución de las células sobre la membrana, tener una alta eficiencia de recolección y evitar que se produzcan procesos de deformaciones estructurales en los organismos.



Figura 4.11. Proceso de filtración de las muestras para los recuentos fitoplanctónicos. (Grupo de Investigación de Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente, 2012).

Una vez filtrada la muestra ésta es lavada con 5 mL de agua bidestilada para eliminar las posibles sales que puedan haberse quedado retenidas en la membrana.

En el método tradicional de microscopía óptica al observar los filtros se aprecia la existencia de un fondo marrón que en parte recubre las células y dificulta su observación, tras diversas pruebas se llegó a la conclusión de que el efecto debía ser la mezcla del agua marina y el aceite de inmersión que daba lugar a la formación de una emulsión que era la responsable de la coloración que daba el filtro. Por tanto para resolver este problema se decidió deshidratar los filtros con lavados sucesivos de etanol, de menor a mayor concentración (50%, 80%, 90% y 100%), para eliminar toda el agua de la membrana filtrante. Después del lavado con etanol la membrana se deja en un desecador con gel de sílice lo que facilita la manipulación y el montaje posterior del filtro.

Una vez el filtro está seco se procede al montaje con aceite de inmersión (Índice de refracción 1,5180 a 546,1nm). Para ello se añade una gota de aceite de inmersión sobre el porta, se deposita el filtro encima, se vuelve añadir otra gota de aceite sobre él y se pone el cubreobjetos. Las muestras así obtenidas pueden ser almacenadas por un largo periodo de tiempo sin que se produzcan daños celulares. Si se almacenan protegidas de la luz y de altas temperaturas las células fitoplanctónicas pueden retener su coloración y forma durante periodos que excedan los 22 meses (Mc Nabb, 1960).

Con la muestra así preparada se procede a hacer el recuento de la comunidad fitoplanctónica. El microscopio óptico de epifluorescencia utilizado es un Leica DM 2500 (ver figura 4.13) con un objetivo de inmersión de 100x, AN 1,3 y oculares 10x equipado con una rejilla de recuento. El microscopio tiene adaptada una cámara de color y de ultra-alta resolución, con técnica de múltiples disparos para adquirir imágenes de 12 Mpíxeles con calidad de color real y con un tiempo máximo de exposición de 600 seg.

El recuento de los organismos se realiza según Lund et al. (1958). Para ello, un total de 300 células y al menos 100 células del género más abundante, son contados consiguiendo un error menor del 20%. Los fundamentos estadísticos del conteo de fitoplancton se describen en detalle en Venrick (1978). El número de organismos contados se convierten en un valor de densidad celular (número de organismos por volumen) según la siguiente expresión:

$$N_{(cél/L)} = A \cdot Cte / X \cdot V$$

Donde:

N = número de organismos por litro.

A = número de organismos contados.

Cte = constante que relaciona el área del campo óptico con el área de la membrana.

X = número de campos ópticos contados.

V = volumen (L) de la muestra.

Esta expresión se calcula para cada uno de los grandes grupos fitoplanctónicos de la muestra. La identificación de taxones se realiza con el apoyo de diversas claves y guías. En la bibliografía se presenta una relación de las referencias más importantes. (Trégouboff et al., 1978; Ettl et al., 1983; Caljon, 1983; Tomas, 1997).

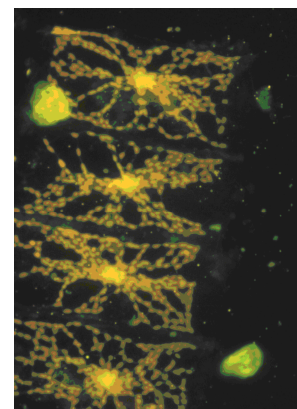


Figura 4.12. Recuentos fitoplanctónicos por microscopía de epifluorescencia. (GEIA-IIAMA 2012).



4.3. Metodología estadística.

Las correlaciones entre la composición de la comunidad de fitoplancton y los factores ambientales se evaluaron mediante un Análisis de Redundancia (RDA) que es un método lineal de ordenación directa (Suikkanen et al. 2007) utilizando el paquete CANOCO (ter Braak 1986). Todos los datos biológicos utilizados en el análisis fueron transformados logarítmicamente para estabilizar la varianza y reducir la influencia de los taxones dominantes en el eje del Análisis de Redundancia. El RDA se realizó utilizando CANOCO para Windows 4.5 (ter Braak Smilauer 1998) con selección manual para identificar el significado de las variables de entorno que mejor explican la composición de fitoplancton.

Para el análisis de redundancia fueron utilizadas las siguientes variables ambientales: salinidad, amonio, nitrato, nitrito, O.D, PT, turbidez, PSR, temperatura y ácido ortosilícico.

5. RESULTADOS DE LOS MUESTREOS.

5.1. Parámetros físicos y químicos del agua.

Los datos obtenidos en los cuatro muestreos del Estany de Cullera se graficaron en los distintos perfiles verticales de salinidad, temperatura, turbidez, O.D, nitrito, nitrato, amonio, ácido ortosilícico, clorofila a , PT y PSR. Los meses de marzo, mayo, julio y octubre corresponden a invierno, primavera, verano y otoño respectivamente.

La **temperatura** del agua oscila entre 12,4°C a 6,20 m de profundidad en marzo y 29,1°C a 0,00 m en julio, aunque los patrones son diferentes para cada campaña de muestreo. En marzo, mayo y julio la capa de agua superficial es más cálida que la más profunda, sin embargo en octubre la capa superficial del agua es más fría (figura 5.1). Las diferencias verticales de temperatura, desde la superficie hasta la parte inferior alcanzaron 9,3 °C en julio y 5,9 °C en octubre. Además, se puede observar un cambio brusco de temperatura en los primeros centímetros de la columna de agua en la campaña de muestreo de otoño.

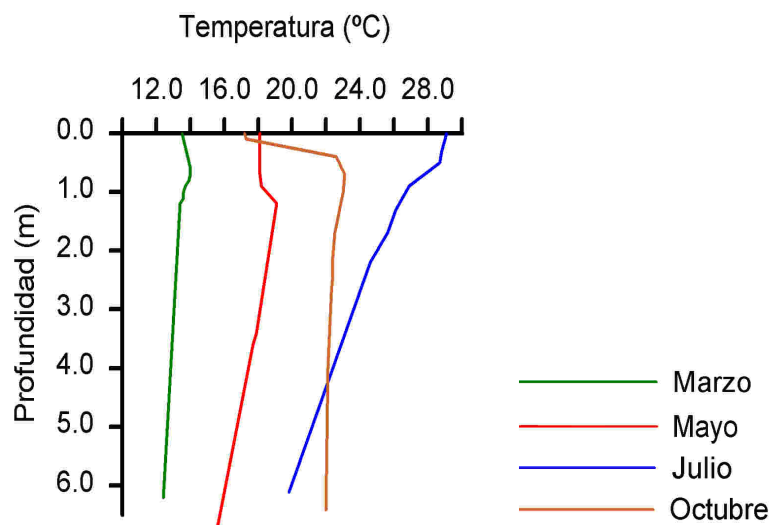


Figura 5.1. Perfil vertical de temperatura en los cuatro muestreos del 2010.

El valor máximo de **salinidad** se produjo en octubre a una profundidad de 6,40 m ($35,63 \text{ g kg}^{-1}$) y el mínimo en julio a 0,00 y 0,30 m de profundidad ($<5 \text{ g kg}^{-1}$). Julio y octubre presentan las mayores tasas de variación en salinidad ($30,5 \text{ g kg}^{-1}$ y $27,7 \text{ g kg}^{-1}$ respectivamente). Por lo tanto en estas dos campañas de muestreo aparece una haloclina muy marcada en la columna de agua como se aprecia en la figura 5.2.

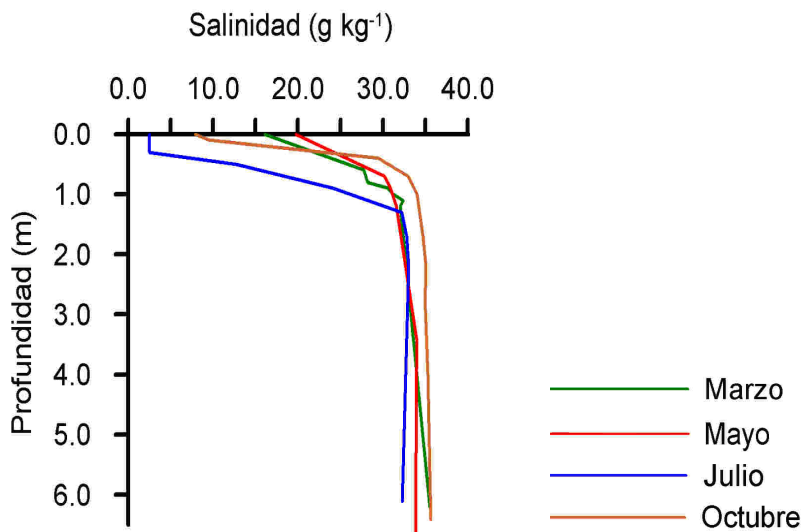


Figura 5.2. Perfil vertical de salinidad en los cuatro muestreos del 2010.

La concentración de **oxígeno disuelto** (O.D.) varía por debajo de 1 mgL^{-1} en mayo a 6,70 m de profundidad hasta más de 12 mgL^{-1} en julio a 0,90 m. En las campañas de primavera y verano las condiciones anoxia-hipoxia se pueden observar en la parte más profunda de la laguna, donde se alcanzó menos de 1 mgL^{-1} de O.D.

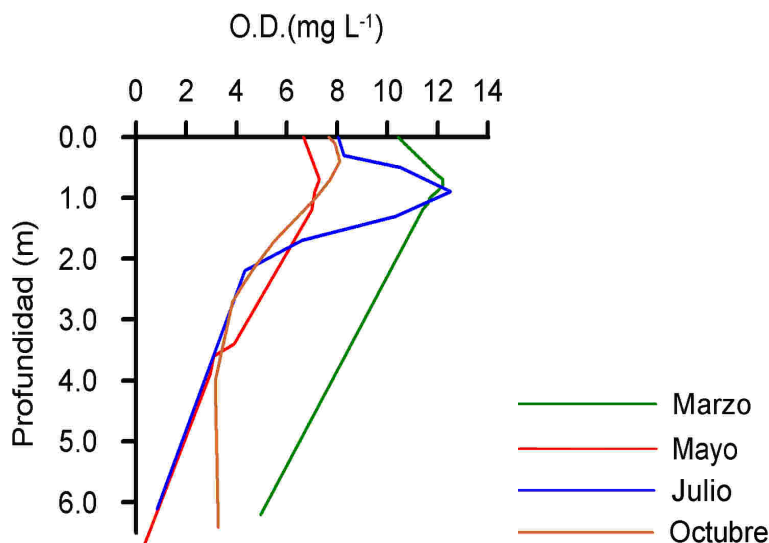


Figura 5.3. Perfil vertical de oxígeno disuelto en los cuatro muestreos del 2010.

El valor mínimo de **turbidez**, 3,4 NTU, se encuentra a 2,70 m de profundidad en octubre y llega a 12,2 NTU a 0,70 m en marzo. Todas las campañas de muestreo muestran mayores valores de turbidez en la capa de agua situado entre 0,5 a 1 m de profundidad, excepto en octubre que los valores de turbidez no cambian demasiado a lo largo de la columna de agua.

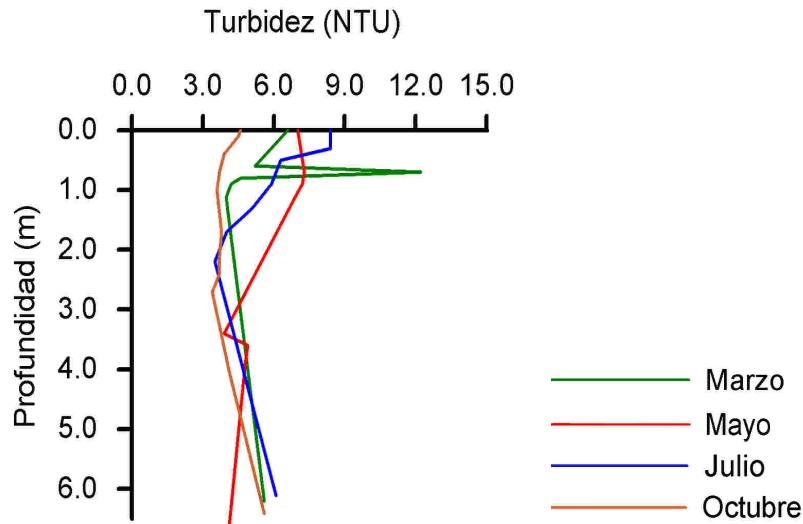


Figura 5.4. Perfil vertical de turbidez en los cuatro muestreos del 2010.

El rango de concentraciones de **nitrito** va de 0,12 μM a 0,90 m en julio a 8,09 μM a 0 m en mayo. Los valores más altos de nitrito se encuentran siempre en la capa de agua superficial. Estos valores disminuyen y alcanzan los mínimos alrededor de 0,8 m de profundidad especialmente en la campaña de julio donde el valor de nitrito a 0,90 m es 0,12 μM . Sin embargo, en la parte más profunda de la columna de agua, la concentración de nitrito sufre un incremento en marzo.

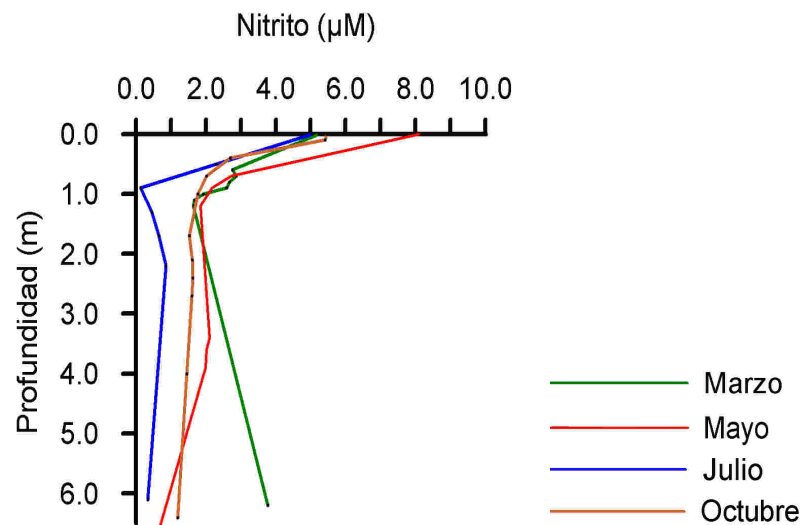


Figura 5.5. Perfil vertical de nitrito en los cuatro muestreos del 2010.

El **nitrato** es el compuesto de nitrógeno más abundante y su patrón es muy similar al nitrito. El valor mínimo es de $9,6 \mu\text{M}$ a $6,10 \text{ m}$ de profundidad en julio y el valor máximo es $896,7 \mu\text{M}$ a 0 m en marzo. Las campañas de marzo y octubre tienen los valores más altos de nitrato a 0 m . Además, hay una disminución en los valores de nitrato en el primer metro de la columna de agua en todas las campañas.

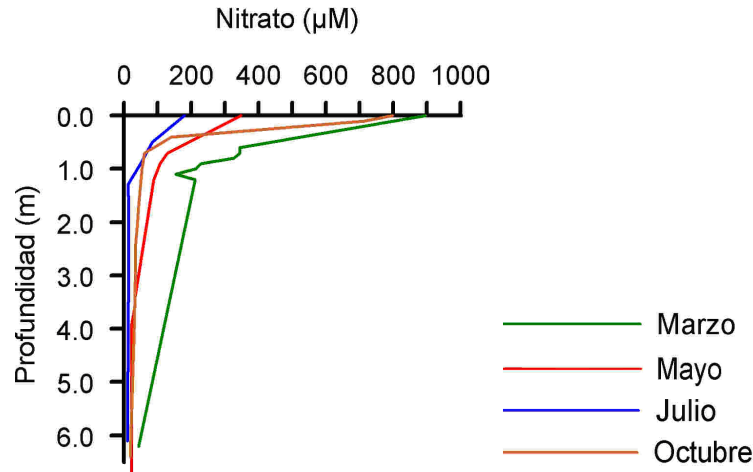


Figura 5.6. Perfil vertical de nitrato en los cuatro muestreos del 2010.

Los rangos de concentración de **amonio** van desde $0,30 \mu\text{M}$ a $0,60 \text{ m}$ en marzo a $201 \mu\text{M}$ a $6,10 \text{ m}$ en julio. Existen dos patrones diferenciados en las campañas, uno formado por marzo y octubre y el segundo por mayo y julio. En el primer patrón (marzo y octubre) la concentración de amonio no aumenta demasiado entre la superficie y la parte inferior de la columna de agua (donde sólo llega a alcanzar el valor de $30 \mu\text{M}$). Sin embargo en el segundo (mayo y julio), los valores sufren un gran aumento de la parte superficial a la capa más profunda, alcanzando valores de hasta $201 \mu\text{M}$.

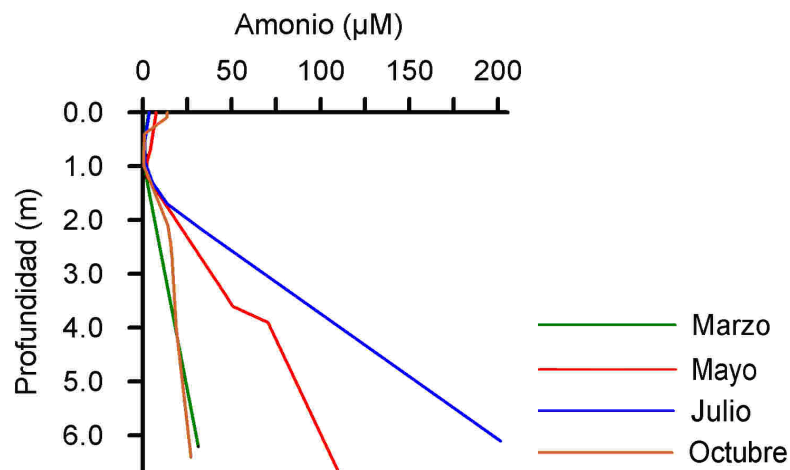


Figura 5.7. Perfil vertical de amonio en los cuatro muestreos del 2010.

Las concentraciones de **fósforo total** varían entre 0,79 μM a 1,10 m de profundidad en marzo y 28,25 μM a 6,10 m en julio. Se aprecian, al igual que en el amonio, dos patrones diferenciados; uno en las campañas de marzo y octubre (donde la concentración de PT no varía apenas a lo largo de la columna de agua) y el otro en las campañas de mayo y julio (donde los valores de PT sufren un gran aumento de la parte superficial a la capa más profunda, alcanzando valores de hasta 28,25 μM).

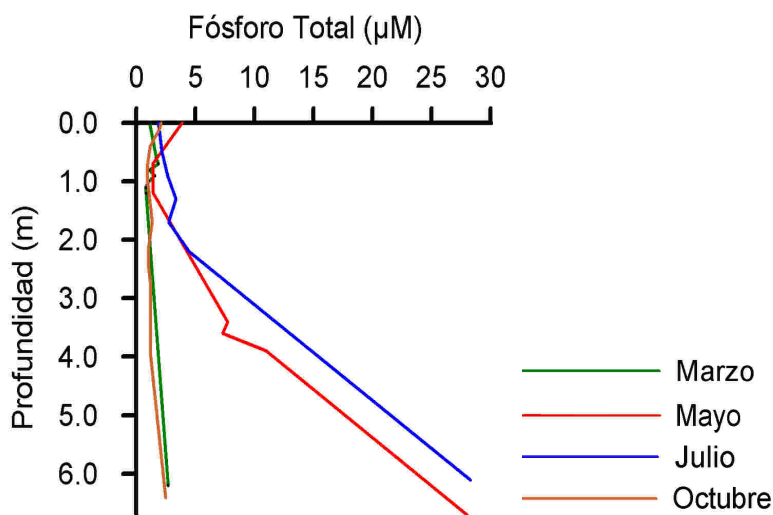


Figura 5.8. Perfil vertical de fósforo total en los cuatro muestreos del 2010.

Para el **PSR** existen patrones similares a los del PT y del amonio, en mayo y julio hay mayores tasas de variación, mostrando estas dos campañas los valores más altos en la capa más profunda de la columna. Mientras tanto en marzo y octubre los valores de PSR son homogéneos a lo largo de la columna de agua.

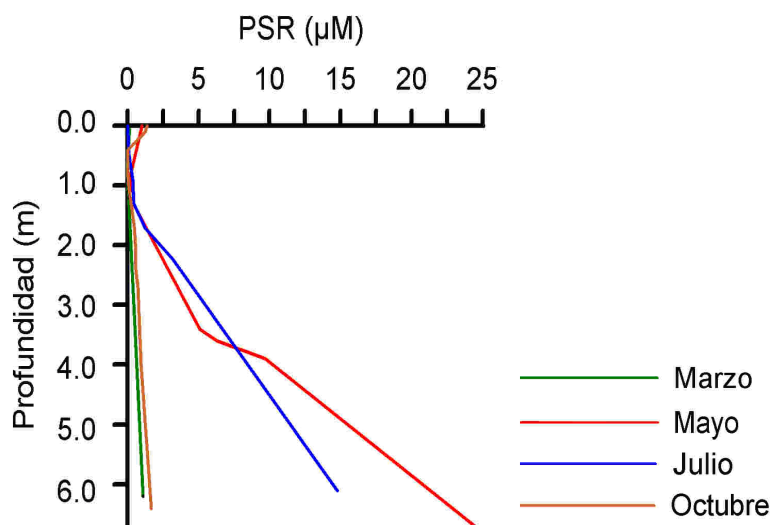


Figura 5.9. Perfil vertical de PSR en los cuatro muestreos del 2010.

El **ácido ortosilícico** varía desde 16,8 μM a 1,1 m de profundidad en marzo, hasta 122,8 μM a 0,0 m en octubre. En marzo y octubre los valores más altos se encuentran en la capa de agua superficial, y el contenido disminuye a lo largo de la columna de agua alcanzando los valores más bajos en la parte inferior. Sin embargo en las campañas de mayo y julio, la concentración de ácido ortosilícico disminuye bruscamente hasta 1 m de profundidad, aunque vuelve a alcanzar los valores más altos en la parte más profunda de la laguna.

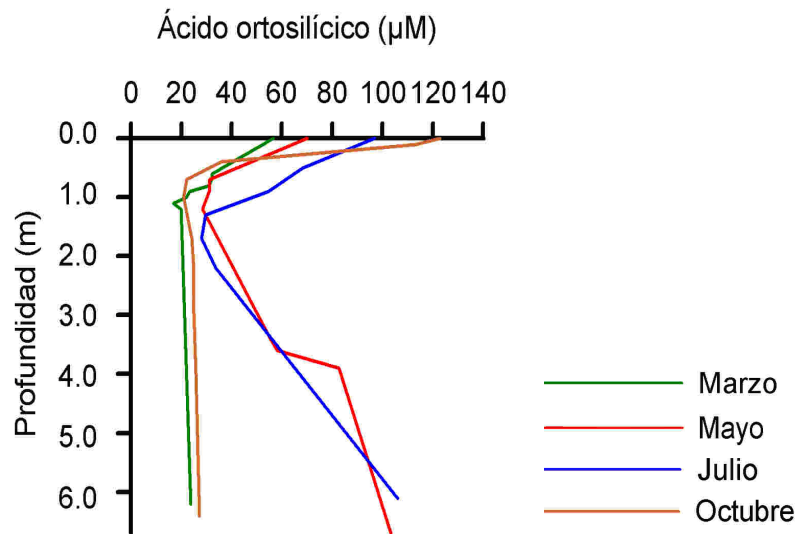


Figura 5.10. Perfil vertical de ácido ortosilícico en los cuatro muestreos del 2010.

5.2. Parámetros biológicos del agua: composición, abundancia y biomasa del fitoplancton.

Como se aprecia en la figura 5.11 la biomasa del fitoplancton, medida como la cantidad de clorofila *a*, varía entre 3,05 μgL^{-1} (en octubre a 6,40 m de profundidad) hasta 45,9 μgL^{-1} (en julio a 1,30 m de profundidad).

Los valores más altos se encuentran siempre en una capa de agua intermedia situada entre 0,5 y 1,5 m de profundidad. Las mayores tasas de variación se encontraron en julio con una diferencia de la clorofila *a* de más de 40 μgL^{-1} a lo largo de la columna de agua, mientras que las diferencias más pequeñas se hallaron en mayo donde los valores de clorofila *a* son homogéneos a través de la columna.

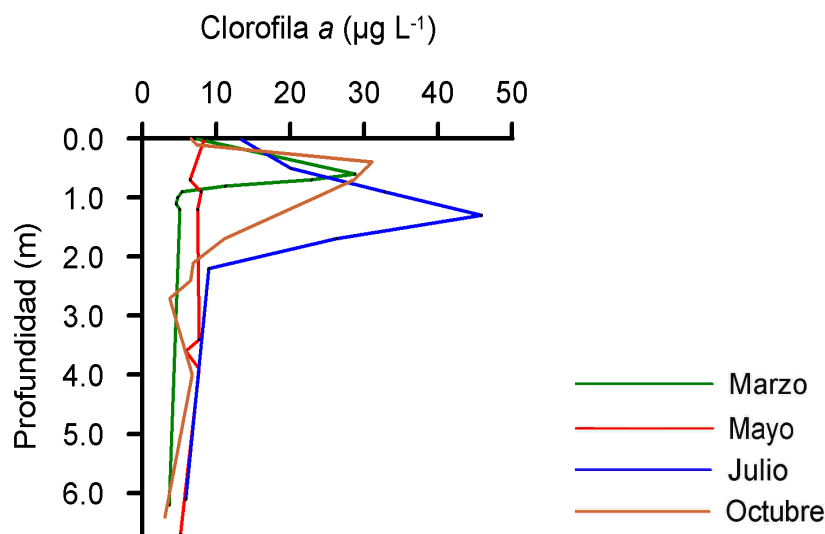


Figura 5.11. Perfil vertical de Clorofila a en los cuatro muestreos del 2010.

Durante el periodo estudiado, los principales taxones identificados de fitoplancton fueron: Diatomeas, *Dinophyceae*, *Cryptophyceae*, *Prymnesiophyceae*, *Chlorophyceae*, *Prasinophyceae*, *Cyanobacteria* colonial y *Picocyanobacteria*, aunque la proporción de estos grupos es diferente para cada campaña de muestreo.

En la siguiente figura (figura 5.12) se muestra las densidades celulares de los diferentes taxones a través de la columna de agua para todas las campañas. Como se puede apreciar en dicha figura, los grupos: Diatomeas, *Cryptophyceae* y *Chlorophyceae* aparecen en todas las campañas.

Sin embargo otros grupos como el de *Chrysophyceae* (que no se muestra en la figura 5.12) sólo aparece en marzo a lo largo de toda la columna de agua y en mayo sólo en la capa de agua más superficial. El grupo de *Prasinophyceae* se detecta casi únicamente en las campañas de marzo y octubre, y el grupo de *Prymnesiophyceae* apenas se detecta en mayo. Finalmente, el grupo de *Dinophyceae* se detecta a través de toda la columna en marzo y mayo, pero su presencia se reduce en julio y octubre.

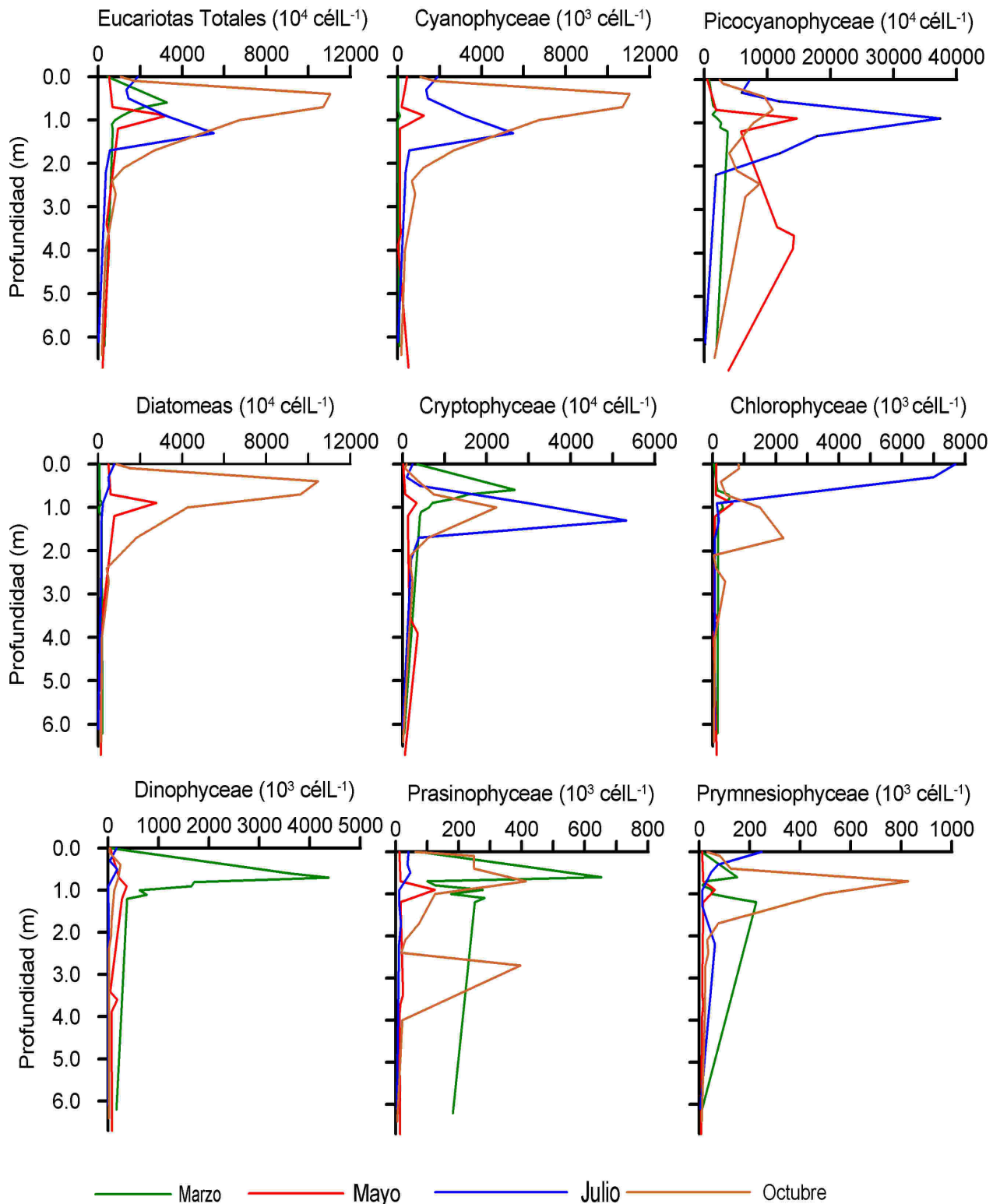


Figura 5.12. Densidades celulares de los principales grupos de fitoplancton que se encuentran en la estación de muestreo del Estany de Cullera.

La abundancia de fitoplancton en la laguna costera varía desde $13,2 \text{ E}10^4 \text{ céll}^{-1}$ en la capa más profunda de la columna en julio hasta $104,4 \text{ E}10^6 \text{ céll}^{-1}$ en octubre a 0,40 m de profundidad. Las tasas más altas de variaciones en la densidad celular se producen en octubre, donde se registra una floración de pequeñas diatomeas céntricas a 0,40 m de profundidad, alcanzando $104,4 \text{ E}10^6 \text{ céll}^{-1}$. Los grupos más abundantes de fitoplancton para todas las campañas son diatomeas y *Cryptophyceae*. El primero es el más frecuente en las campañas de mayo y octubre y el segundo en marzo, sin embargo, en julio la abundancia de estos dos grupos es similar a lo largo de la columna de agua. *Chlorophyceae* está presente en todas las campañas pero sólo alcanza una elevada abundancia en julio en la capa de agua más superficial (0-0,5 m de profundidad). Los otros grupos contribuyen a la comunidad de fitoplancton total en menos del 10% en promedio.

El Picofitoplancton (Fogg 1986) está representado por cianobacterias procariotas, principalmente *Synechococcus* (Johnson Sierburth 1979). Las campañas de mayo y julio muestran las mayores densidades en las capas medias de la columna de agua. El más alto rango de variación se muestra en julio desde $1,4 \text{ E}10^6 \text{ céll}^{-1}$ (a 6,1 m) hasta $374,6 \text{ E}10^6 \text{ céll}^{-1}$ (a 0,9 m).

5.3. Relaciones entre la comunidad de fitoplancton y los factores ambientales.

Para saber la relación existente del fitoplancton con los parámetros físico-químicos se realizó un Gráfico del Análisis de Redundancia (RDA). Se utilizó el programa CANOCO que emplea un test estadístico (F-ratio) y un p-valor (que es de 0,05), basándonos en la hipótesis nula de que las variables ambientales son independientes de las variables respuesta (variables ecológicas como por ejemplo la composición de especies) y en la hipótesis alternativa de que sí que existe dependencia entre ambas variables.

El RDA con selección manual produjo cinco variables ambientales que explican la variabilidad en la composición de la comunidad de fitoplancton, que son: **Temperatura** $F=10,70$, $p=0,002$; **Oxígeno disuelto** $F=5,22$, $p=0,004$; **Nitrito** $F=9,20$, $p=0,002$; **Salinidad** $F=2,89$, $p=0,02$ y **Turbidez** $F=2,48$, $p=0,042$. La relación entre los grupos de fitoplancton y las variables ambientales es altamente significativa (pruebas de Monte Carlo: $p=0,005$).

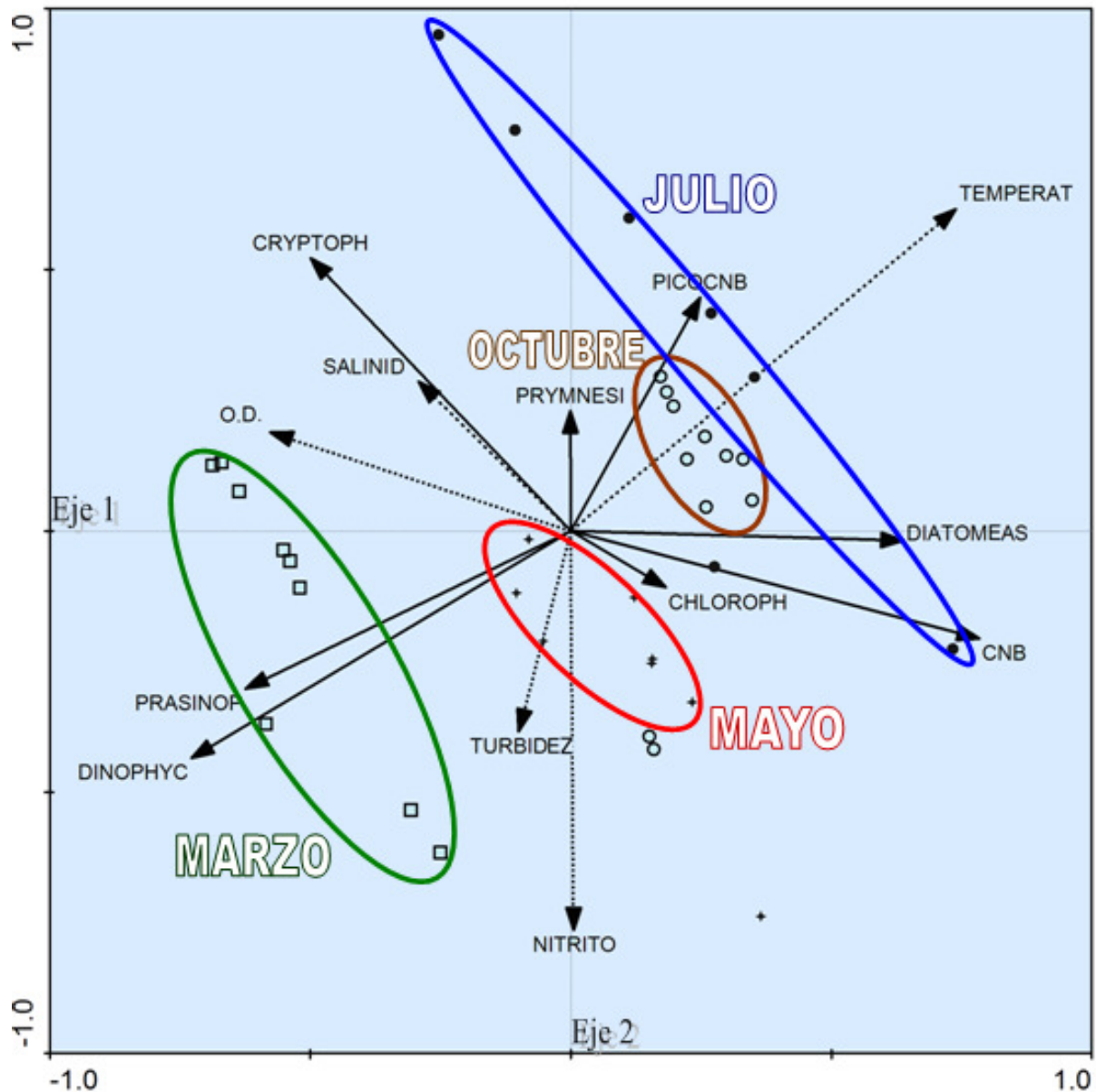


Figura 5.13. Gráfico del Análisis de Redundancia (RDA). Los cuadrados representan la campaña de **marzo**; las cruces la campaña de **mayo**; los círculos rellenos la campaña de **julio** y los círculos vacíos la campaña de **octubre**.

En el diagrama de ordenación del RDA (figura 5.13), los dos primeros ejes explican el 48% de la varianza total en la composición de fitoplancton. El primer eje está fundamentalmente caracterizado por la temperatura (en mayor medida), pero también por el O.D. y la salinidad. La longitud del vector de temperatura en los diagramas de ordenación indica un alto poder de esta variable para explicar las posiciones de los datos biológicos. Este eje es significativo y describe un gradiente desde una temperatura relativamente alta hacia los altos valores de O. D y salinidad.

El segundo eje está definido en su lado negativo por el nitrito (en mayor medida) y por la turbidez (que limita la penetración de la luz); y en su lado positivo por la temperatura. Esto también es significativo y describe un gradiente desde una relativamente alta concentración de nitrito y turbidez, hacia unas aguas limpias, de temperaturas más altas y con baja concentración de nutrientes.

En el diagrama de ordenación, los ángulos agudos entre dos vectores indican una alta correlación positiva. Así, para el área estudiada, el grupo de Diatomeas y el grupo de *Cyanobacteria* están fuertemente correlacionados y aparecen en el lado positivo del primer eje, asociado a una elevada temperatura y a valores bajos de O.D. y de salinidad. Además, los grupos *Prasinophyceae* y *Dinophyceae* están también poderosamente correlacionados pero al lado negativo del primer eje.

En el RDA el grupo de las *Cryptophyceae*, el cual se asocia a bajas temperaturas (Suikkanen et al., 2007), aparece en el lado negativo del primer eje. Este grupo está muy correlacionado con altas salinidades y concentraciones de O.D, pero también está correlacionado con bajas concentraciones de nitrito, indicando que prefieren zonas bien mezcladas.

Los grupos *Chlorophyceae* y *Prymnesiophyceae* muestran los vectores más cortos, situados no muy lejos del origen de los ejes de ordenación, lo que significa que estos grupos de fitoplancton están presentes en todas las muestras y no se ha asociado con ninguna de las variables ambientales estudiadas en particular.

Cuando se enfrenta las variables ambientales con las biológicas, las muestras de las diferentes campañas se distribuyen a lo largo de los ejes. En general, las muestras de **marzo** están asociadas con valores altos de salinidad, O.D y nitrito. *Prasinophyceae* y *Dinophyceae* son los grupos de fitoplancton más abundantes de esta campaña.

Todas las muestras de **mayo** menos una (que corresponde a la muestra cogida en la superficie, a 0,0 m tal y como puede verse en la figura 5.14) se encuentran en el centro de los ejes de ordenación. Los grupos principales de fitoplancton en esta campaña son: Diatomeas, *Cyanobacteria* y *Chlorophyceae*.

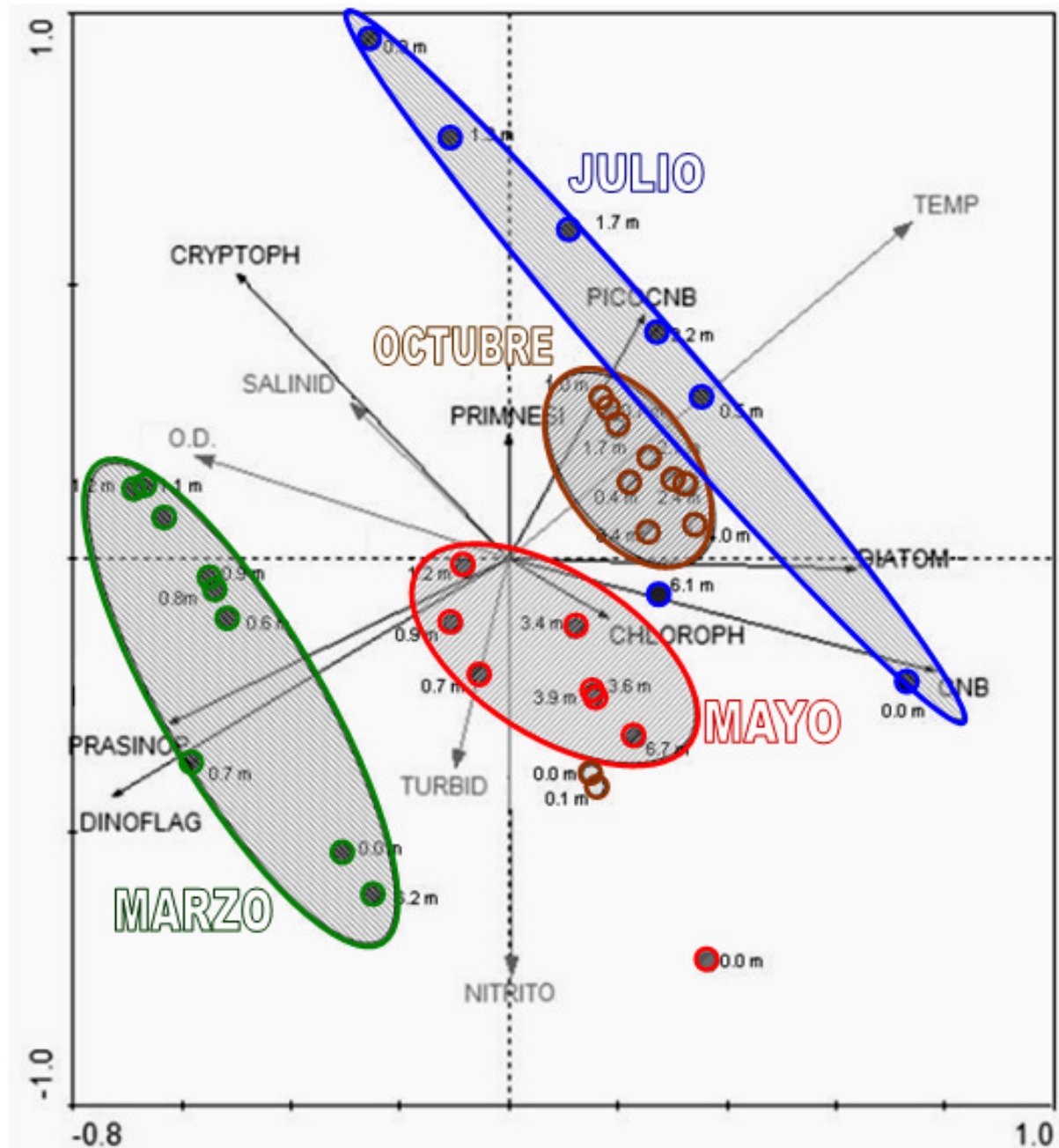


Figura 5.14. Gráfico del Análisis de Redundancia (RDA) donde se detallan las distintas profundidades a las que fueron tomadas las muestras en los cuatro muestreos.

En la campaña de [julio](#) las muestras están distribuidas en el lado positivo de los dos ejes donde prevalecen las temperaturas más altas y un menor contenido de nutrientes y salinidad. Además, las muestras de esta campaña están ampliamente distribuidas a lo largo del diagrama, indicando que las condiciones ambientales son diferentes a lo largo de la columna de agua debido a la presencia de una haloclina más marcada.

La composición del fitoplancton de la muestra tomada en julio a 0,0 m está principalmente compuesta de Diatomeas, *Chlorophyceae* y *Cyanobacterias* filamentosas. Sin embargo en esta columna de agua, debido a la estratificación de la salinidad y a la variación de temperaturas, la composición de fitoplancton cambia completamente en las capas más profundas donde los grupos *Cryptophyceae* y *Prymnesiophyceae* dominan en la comunidad.

Por último, la campaña del mes de **octubre** que también tiene en la columna de agua condiciones de estratificación de temperaturas, presenta todas las muestras, menos dos, distribuidas próximas entre ellas y en el lado positivo de los dos ejes. Los grupos de fitoplancton principales relacionados con muestras de octubre son las Diatomeas y las *Prymnesiophyceae*. Las muestras ubicadas lejos corresponden al agua superficial (figura 5.14), lo que indica que las condiciones ambientales de esta capa son diferentes.

5.4. Discusión de los resultados físicos y químicos obtenidos.

En el ecosistema del Estany de Cullera, el cambio de los parámetros físicos, químicos y biológicos está principalmente relacionado con la interacción agua dulce - agua salada, lo que depende mayoritariamente de los factores naturales, de los patrones de precipitación y de la regulación antropogénica de flujos de agua en los canales (Patches et al., 2012).

Dado que la hidrología tiene el principal papel en el funcionamiento ecológico de la laguna, se encuentran diferentes escenarios en el Estany de Cullera.

En la campaña de **marzo** no hay ninguna gran variación de temperatura o de PT a través de la columna. Sin embargo los valores de nitrato sufren grandes variaciones desde la capa de agua superficial donde la concentración es la más alta de todas las campañas, hasta la parte inferior de la columna donde sufre una reducción. Esto puede deberse al período de fertilización para cultivos de arroz de los alrededores, que se basan en nitrógeno y a las numerosas y continuadas lluvias que se produjeron en los últimos días de febrero y los primeros días de marzo (AEMET 2011), ya que esta precipitación (figura 5.15) genera pérdidas de nitrógeno en las aguas de drenaje.

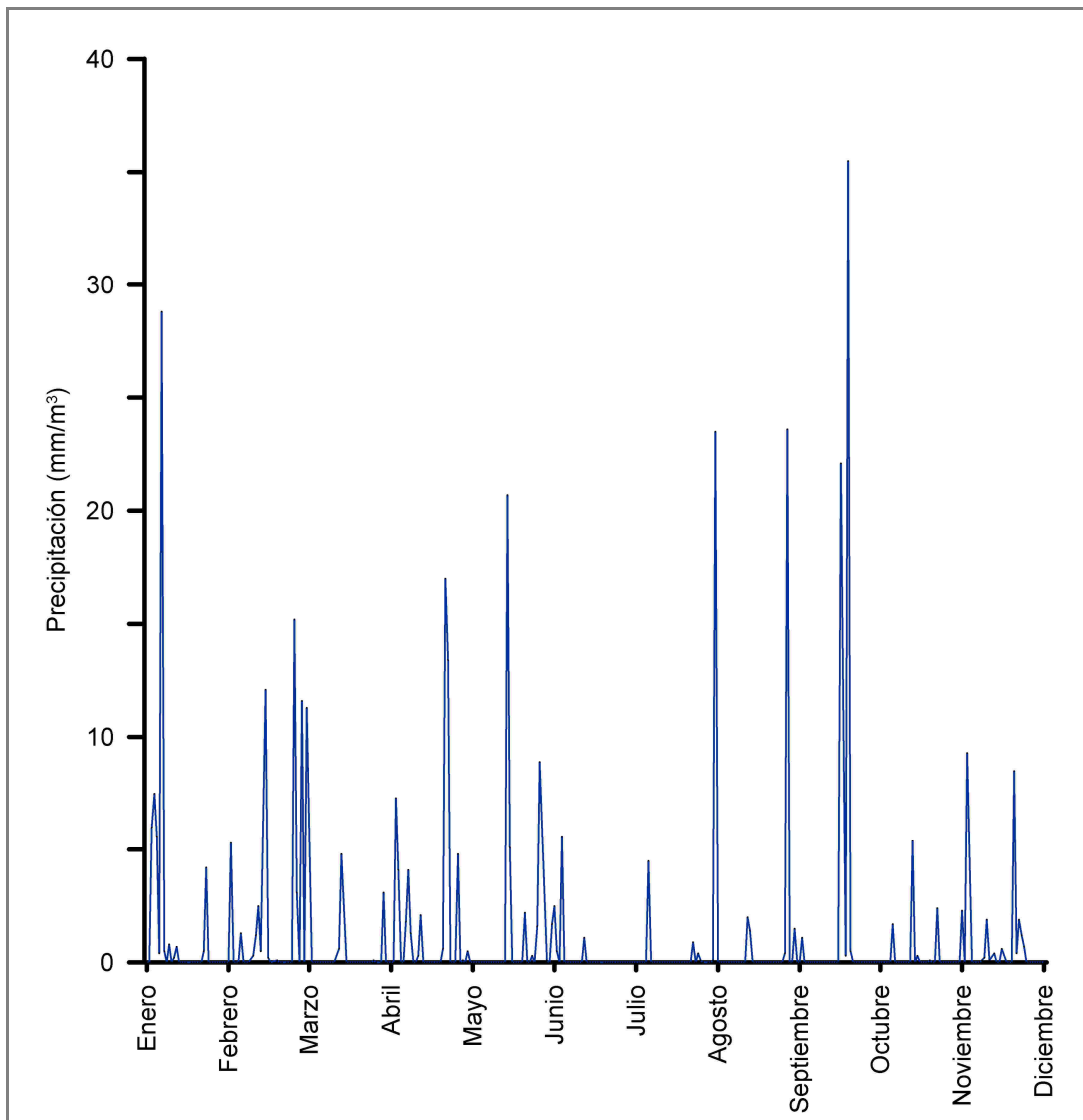


Figura 5.15. Pluviograma del año 2010 de la zona del Estany realizado a partir de los datos de la Asociación Española de Meteorología (AEMET, 2011).

Dado que los mayores valores de turbidez también se encuentran en esta campaña a 0,70 m de profundidad, pueden existir entradas de aguas continentales. Esto va acompañado por un incremento en la biomasa del fitoplancton que genera mayores concentraciones de O.D. Por el contrario, en la capa más profunda de la columna de agua, donde la luz no penetra, las células de fitoplancton pueden morir, reduciéndose los valores de O.D. y aumentando los valores de nitrito en la parte inferior de la columna.

En la campaña de **mayo** no existe una gran variación del valor de la temperatura, de salinidad o de clorofila a . Sin embargo, aunque no hay ninguna estratificación en la columna de agua, las condiciones de anoxia/hipoxia se alcanzaron en la parte inferior. Esto es tal vez debido al hecho de que la mineralización de esta biomasa en la parte inferior acelera el consumo de oxígeno, disminuyendo la concentración de O.D. Junto a esto, también se desarrolla un fuerte gradiente de potencial redox en esta campaña con valores que van desde 50 mV a -200 mV (valores obtenidos de la sonda multiparamétrico YSI pero que no se han mostrado en el trabajo fin de master). El potencial redox es una medida de la actividad de los electrones y está relacionado con el pH (que a su vez mide la actividad de protones) y con el contenido de oxígeno (a mayores concentraciones de oxígeno se observan mayores valores de potencial redox porque en el medio se dan condiciones oxidantes). A 6 m de profundidad el potencial redox se convierte en valores negativos afectando a las concentraciones de nutrientes, puesto que las concentraciones de amonio, PT, ácido ortosilícico y PSR aumentan, debido a la remineralización ocurrida dentro de los sedimentos.

Desde finales de primavera (mayo) domina el flujo de agua dulce, estableciendo en el período de verano una marcada estratificación entre las capas de agua dulce y salada. Por lo tanto, en **julio** las diferencias verticales de la salinidad desde la superficie al fondo generaron la estratificación salina. El origen de este agua dulce puede deberse a los retornos de agua de riego del cultivo cerca del Estany de Cullera puesto que se intensificó el período de riego y fertilización en verano (Lidón et al. 1999). Así, los valores más altos de salinidad aparecen siempre en la parte más profunda y pueden provenir del mar cuando la laguna está conectada.

Además, hay un pico de biomasa a 1,30 m de profundidad, debido probablemente al choque salino que producen la senescencia y la posterior sedimentación de dicha biomasa en la haloclina. Durante este proceso de sedimentación, las células de los organismos afectados permanecen en la haloclina, donde se acumularon produciendo picos en la distribución vertical. Esta biomasa se descompone en la parte inferior de la columna produciendo condiciones de anoxia. El proceso de mineralización genera los valores más altos de amonio, PT, PSR y ácido ortosilícico de todas las campañas. Además, el gradiente del potencial redox a través de la columna varía desde 0 mV hasta 250 mV, y se convierte en valores negativos a 4 m de profundidad donde pueden cambiar las condiciones ambientales.

Por último, la campaña de **octubre** también presenta una estratificación salina y una fuerte variación en la temperatura, ya que se registró más fría y más dulce la capa de agua superficial que la capa inferior. El alto contenido en nitrato y ácido ortosilícico que muestra esta capa superficial sugieren su origen continental. La gran tasa de variaciones de nitrato es debido a que en octubre (que pertenece a la temporada de lluvias) el excedente de filtraciones de agua eleva la cantidad de nitrógeno. Además, hay un pico de biomasa a 0,70 -1,70 m de profundidad, capa que coincide con los valores superiores a $20 \mu\text{gL}^{-1}$ de clorofila *a*, probablemente debido a la sedimentación de células afectadas por el shock salino.

Por tanto se puede concluir, a la vista de lo observado, que a finales del verano y otoño se produce una estratificación de la columna de agua, mientras que en el período de primavera existe una columna de agua bien mezclada. Además, en las campañas de primavera y verano se detectan condiciones de hipoxia/anoxia en el fondo.

5.5. Discusión de los resultados biológicos obtenidos.

La composición de fitoplancton Estany varía enormemente en el tiempo debido a las fluctuaciones significativas en los parámetros medioambientales. Los factores ambientales que controlan la dinámica de los diferentes taxones de fitoplancton, podrían explicar los patrones de variabilidad observados en la composición del fitoplancton.

Según el análisis de los resultados del RDA, la temperatura y el nitrato son los factores ambientales más importantes en la modificación de la composición del fitoplancton. La salinidad, que es el factor clave que afecta al equilibrio entre las especies de origen marino y de agua dulce, también juega un papel importante en este estudio. El porcentaje tan bajo de variabilidad fitoplanctónica explicada por las variables ambientales, es bastante común en el complejo monitoreo de datos ecológicos (ter Braak Smilauer 1998), y es debido en parte a que otros factores no considerados en el estudio están influyendo en la población de fitoplancton, como por ejemplo el pastoreo (consumo del fitoplancton por parte de otros organismos, como el zooplancton por ejemplo), la sedimentación y los micronutrientes.

En la campaña de **marzo**, *Prasinophyceae* (la mayoría de ellos de pico y nano-tamaño de célula) y *Dinophyceae* son los taxones más correlacionados. Esto puede ser debido al hecho de que el grupo *Dinophyceae* se vea favorecido cuando existen especies de células pequeñas ya que muchos de ellos son mixo o heterótrofos (Suikkanen et al., 2007). Además, estos grupos son abundantes en invierno y en zonas fangosas pero bien oxigenadas.

En la campaña de **mayo** los grupos más abundantes de fitoplancton son las Diatomeas y las *Cryptophyceae*. Como es sabido, en ambientes de agua dulce algunos taxones *Cryptophyceae* a menudo se presentan en constante pero relativamente bajo número durante todo el año, aunque también son comunes los aumentos repentinos de la población (Novarino 2003). Esto parece suceder en esta campaña donde el grupo *Cryptophyceae* alcanzó un 96% de porcentaje de abundancia a profundidades medias de la columna de agua.

En **julio**, donde prevalecen las condiciones de agua de alta estratificación, Diatomeas y *Chlorophyceae* son abundantes en la capa superficial. El aumento de *Chlorophyceae*, por otro lado, puede estar asociado a la disminución de la salinidad, ya que muchos *Chlorophyceae* son de origen de agua dulce. Sin embargo *Cryptophyceae* aumenta su proporción a profundidades medias de la columna ya que este grupo generalmente aparece durante el período de estratificación en el Estany de Cullera debido a las características de mayor movilidad y tamaño de estos organismos (Rojo et al., 1986). Han sido observados resultados de fitoplancton similares en el Estany de Cullera en estudios anteriores (Rojo Milagro 1984; Rojo et al. 1986).

El clima Mediterráneo se caracteriza por una fuerte estacionalidad en el período de lluvias. Durante el año 2010, las lluvias más intensas se produjeron en **octubre** (ver figura 5.15) antes de la fecha de muestreo (AEMET 2011). Las pequeñas Diatomeas céntricas alcanzaron las mayores densidades en esta campaña en toda la columna de agua, esto podría ser debido a que las entradas de sílice son principalmente fluviales y por lo tanto, este grupo sílice-dependientes tiene facilidades para el crecimiento. Esta relación explicaría la disminución relativa de la cantidad de *Dinophyceae* y otras especies no síliceas.



A pesar de los resultados del análisis, la composición de la comunidad de fitoplancton podría dividirse en grupos según su correlación con los factores ambientales. El primer grupo está formado por Diatomeas, *Chlorophyceae* y *Cyanobacteria* y apareció en condiciones de baja concentración de O.D. y con influencia de agua dulce. El segundo grupo incluye *Cryptophyceae*, *Prasinophyceae* y *Dinophyceae* y está asociado a turbias aguas marinas con condiciones óptimas de mezcla.

También es cierto que algunos taxones fitoplanctónicos parecen no verse afectados por ninguno de los gradientes de los parámetros ambientales considerados.

Las densidades celulares picofitoplanctónicas son similares a otros ambientes estuarinos mediterráneos. Este grupo aparece correlacionado inversamente al nitrato indicando que el picoplancton debería estar favorecido cuando el suministro de nutrientes es escaso (Caroppo 2000).

6. REHABILITACIÓN DEL ECOSISTEMA DEL ESTANY.

6.1. Recuperación de un espacio degradado.

A la vista de los resultados de este trabajo fin de master queda claro que la calidad de las aguas del Estany de Cullera no es la deseable para un espacio tan emblemático y de elevado valor ecológico, donde conviven multitud de especies en una lucha continua por su supervivencia. Las condiciones de anoxia detectadas en el fondo del estuario indican la degradación a la que está sometido este ecosistema y alertan de la necesidad de una actuación en un breve espacio de tiempo, no sólo porque sus aguas están lejos de cumplir lo establecido por la DMA para el años 2015 (alcanzar un potencial ecológico aceptable en todas las masas de aguas muy modificadas) sino que estamos dejando morir un espacio que se encuentra en el área de influencia del Parque Natural de l'Albufera y que posee desde el 2002 la figura de protección de *Zona Húmeda del Catálogo Valenciano de Zonas Húmedas*. Además el Plan Especial de Protección Ambiental y Paisajística del Estany Gran de Cullera (BOP 16/5/2002) se creó con el objetivo de lograr la protección, usos y gestión del estuario y su entorno, atendiendo a su singular valor ambiental, ecológico y paisajístico. Sin contar que además esta zona está incluida en la propuesta que se realizó en marzo de 2011 sobre El Plan de Acción Territorial de Infraestructura Verde y Paisaje (contemplado en la Ley de Ordenación del Territorio y Protección del Paisaje), cuyo principal objetivo es potenciar el valor paisajístico en la Comunitat Valenciana para lo cual se hace imprescindible identificar y proteger los paisajes de interés regional como es el Estany de Cullera.

Por tanto es innegable la necesidad de lograr una mejora de la calidad de las aguas del Estany ya que con ello se mejoraría el estado de la fauna y la flora de esta área.

Hay que tener en cuenta que *recuperar* o tratar un espacio degradado como el Estany de Cullera (figura 6.1) significa transformar una situación indeseable en otra que se considera satisfactoria en las circunstancias económicas, sociales y ambientales en que se inscribe teniendo en cuenta precisamente todas estas circunstancias.

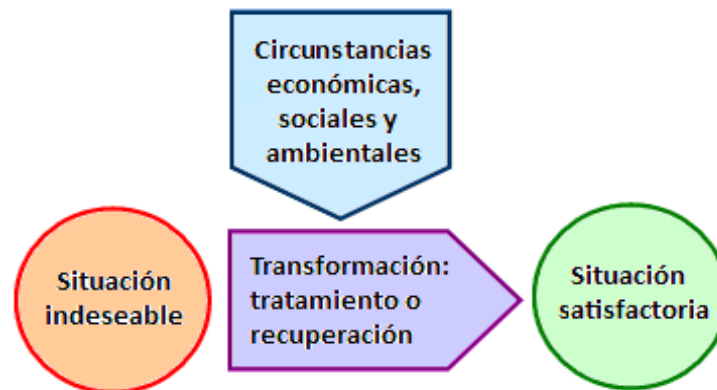


Figura 6.1. Recuperación de un espacio degradado (Gómez Orea, 2004).

Pero calificar de *degradado* a un espacio requiere precaución y flexibilidad (Gómez Orea 2004), porque tal calificación admite grados y es indisociable del punto de vista que se adopte. Por tanto el concepto de degradación tiene un carácter relativo y, en síntesis:

- Se asocia a puntos de vista o dimensiones del valor: ecológico, paisajístico, científico cultural, productivo funcional, y puede ser, por tanto, integral o sectorial.
- Admite grados e intensidad, pudiendo tener carácter intenso o extenso y ser objeto de mejoras relativas sectoriales o integrales.
- Se puede referir a la totalidad o a parte de un espacio determinado.

Todo lo anterior sugiere relacionar el calificativo degradado, aplicado a un espacio, con dos importantes conceptos en la *gestión ambiental*:

1. El valor de conservación del espacio como un sistema dentro del conjunto de las dimensiones que conforman su valor: ecológica, paisajística, científica, cultural, funcional y productiva.
2. La función que cumple para la sociedad.

La gestión ambiental tiene como objetivo lograr un medioambiente de calidad, opera en tres direcciones complementarias: prevención, corrección y curación de las degradaciones ambientales; la sociedad actual dispone de diversos instrumentos para las dos primeras (prevención y corrección o mejora del comportamiento de aquellos que las producen), tal como la evaluación departamental o los sistemas normalizados de gestión ambiental; pero los esfuerzos son mucho más limitados y primarios, cuando no inexistentes, para la curación, es decir para recuperar aquellos espacios que ya sufrieron la degradación antes de que la sensibilidad ambiental se hiciera presente en la sociedad.

Cualquiera que sea la orientación, el alcance, el contenido y la metodología que se adopte, la recuperación de un espacio degradado se inicia, como cualquier intervención, con *la generación de la idea* de intervenir, sigue con una reflexión sobre la *viabilidad técnica*, económica, social y ambiental de la intervención y continúa, explícita o implícitamente, con las siguientes fases típicas (figura 6.2):

- *Fase de planificación*: diseño de la imagen objetivo o plan maestro de la intervención.
- *Fases del proyecto*: elaboración de anteproyectos y de proyectos.
- *Fase de construcción*: ejecución de las obras proyectadas.
- *Fase de gestión*: explotación o funcionamiento y conservación de lo ejecutado.

El propio proceso del desarrollo de estas fases requieren una preparación cuidadosa, por lo que a las anteriores, cabría añadir una nueva: la *fase preparatoria*, que sólo tiene carácter de preparación para abordar con eficacia, eficiencia, calidad y rigor las enumeradas. Asimismo, la recuperación es viable siempre que el estilo del tratamiento y la imagen objetivo a conseguir se adapte a las posibilidades existentes.



Figura 6.2. Fases por las que pasa el tratamiento de un espacio degradado y contenido de cada una de ellas (Gómez Orea, 2004).

6.2. Alternativas para la rehabilitación del ecosistema acuático.

El primer principio para permitir un retorno progresivo de un ecosistema como el Estany hacia una mejor calidad ambiental, reside evidentemente en una limitación de los aportes en elementos nutritivos y en productos tóxicos. El plazo necesario para la recuperación y mejora de la masa de agua puede ser muy largo y depende de la velocidad de renovación de las aguas y de la redisolución eventual del fósforo contenido en los sedimentos.

Las posibilidades de acción curativa son limitadas en los grandes ecosistemas acuáticos y siempre es indispensable una limitación drástica de los aportes de nutrientes. Por otra parte, en los ecosistemas de superficie modesta o relativamente poco profundos, como es el caso del Estany, se llevan a cabo otras muchas reacciones complementarias. Se llega a un punto en el que los sedimentos frenan considerablemente la regeneración del medio por la liberación del fósforo y de productos tóxicos en el agua. Entonces es preciso eliminar los elementos nocivos, mediante drenajes del sedimento contaminado o por bombeo de las aguas profundas cargadas de elementos nutritivos. También se puede impedir la disolución del fósforo provocando su precipitación en el sedimento (por ejemplo por inyección del sulfato de aluminio $Al(SO_4)_2$), o mediante la reposición de una capa de arcilla que frene la disolución, o por oxigenación de la capa profunda.

El sector agrícola desempeña un papel importante en los problemas de la eutrofización de las aguas continentales y de contaminación de las capas freáticas. El exceso de fertilización, la degradación de la calidad de los suelos (empobrecimiento en materia orgánica) y las prácticas de cultivo participan en el aumento de esta contaminación difusa y difícil de controlar. Parece necesaria una modificación importante de las prácticas agrícolas.

Por tanto, los aportes de abonos deberían ser más moderados y fraccionados, las discriminaciones de abono en invierno y en los márgenes deberían ser limitadas. Durante el otoño, debería mantenerse una cobertura vegetal y las prácticas de cultivo deberían realizarse procurando evitar al máximo la erosión, la arrollada y el lavado de los abonos.

Pero la reducción del aporte externo no es suficiente para mejorar las condiciones de un ecosistema acuático debido al elevado reservorio de nutrientes en el sedimento (carga interna) y la estructura de la cadena trófica. Según el Grupo de Investigación en Ecología y Rehabilitación de Sistemas Acuáticos de la Universidad de la República de Uruguay, las estrategias de rehabilitación de los cuerpos de agua eutróficos se pueden incluir en tres grandes categorías (Mazzeo et al., 2002):

A) *Control de la carga externa.*

B) *Control de la carga interna:*

- Remoción del sedimento:
 - Dragado previo vaciado.
 - Dragado sin vaciado. Húmedo o seco.
- Dilución y lavado.
- Aislamiento físico del sedimento.
- Aislamiento químico del sedimento:
 - Oxigenación del sedimento.
 - Método Riplox de oxidación del sedimento.

C) *Biomanipulación.*

6.2.1 Control de la carga externa.

En el caso de vertidos de aguas residuales domésticas e industriales es necesaria la instalación de sistemas de tratamientos primarios, secundarios y terciarios. En otras palabras, es necesario reducir el aporte de materia orgánica como los nutrientes que resultan de su descomposición. La descomposición de la materia orgánica se realiza en lagunas de estabilización donde ocurren procesos de degradación aeróbicos y anaeróbicos. El fósforo generalmente se elimina mediante el acomplejamiento con sulfato de aluminio ($\text{Al}(\text{SO}_4)_2$) o cloruro férrico (FeCl_3).

En muchos países existe un importante desarrollo en la implementación de humedales artificiales para reducir el aporte externo de nutrientes. Estos sistemas artificiales cumplen las funciones de las plantas de tratamientos primarios, secundarios y terciarios.

Según Javier Montero (2009), coordinador y supervisor del proyecto de construcción de humedales artificiales de la Fundación RDT-FVF-Anantapur, los humedales naturales son grandes extensiones de terrenos encharcados de agua, como ciénagas o marismas; y actúan como biofiltros naturales, eliminando sedimentos y contaminantes (por ejemplo metales pesados) de las aguas. Frente a estos, los *humedales artificiales (constructed wetlands)* se pueden definir como sistemas específicamente contruidos para el control de contaminantes y la gestión de residuos acuosos en lugares donde no existen humedales de forma natural. Los humedales artificiales se han usado con éxito para el tratamiento de aguas residuales con diferentes tipos, como por ejemplo las procedentes de las actividades agrícolas. La vegetación presente en un humedal proporciona un sustrato orgánico (raíces, tallo y hojas) en el que los microorganismos capaces de asimilar materia orgánica residual (acción depuradora) pueden fijarse y crecer. Esto, junto con procesos químicos naturales, permite la eliminación de contaminantes y la depuración efectiva del agua residual.

En la figura 6.3 se representa de manera esquemática la estructura de un humedal artificial. Estos sistemas de depuración permiten tratar aguas residuales con diferentes tipos de contaminantes y en diferente concentración, permiten el reciclado y reutilización del agua de una manera relativamente sencilla, los gastos de operación y mantenimiento son bajos y no requieren personal cualificado ni maquinaria específica para su operación.

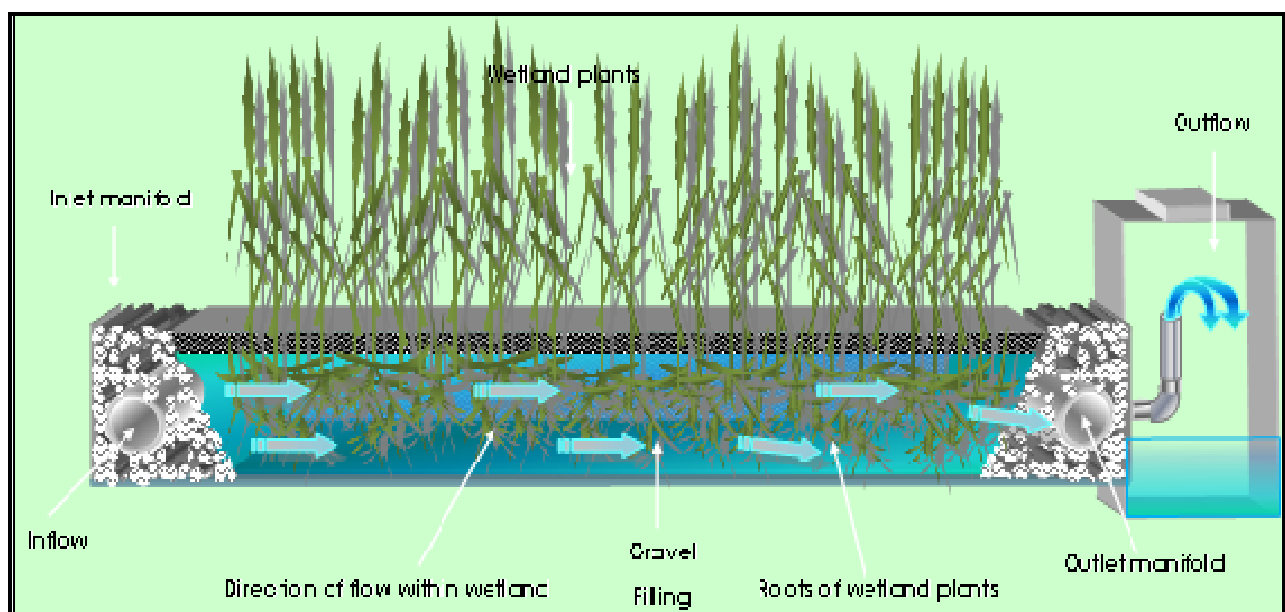


Figura 6.3. Estructura interna de un humedal artificial (Montero J, 2009).

6.2.2 Control de la carga interna.

Dragado del sedimento.

Existen diversos métodos de dragado del sedimento de un ecosistema acuático. El principal problema es la localización de un lugar adecuado para el depósito del material. Estos mecanismos son altamente efectivos, sin embargo ocurren una serie de impactos negativos en el agua (aumento de la turbidez y disminución de la concentración de oxígeno, entre otros) y en las áreas circundantes. Algunos de ellos tienen corta duración y pueden ser minimizados con un plan adecuado. A continuación se detallan las dos principales posibilidades de remoción del sedimento (Mazzeo et al., 2002):

- *Dragado previo vaciado* → Este procedimiento requiere el vaciado del ecosistema acuático y la utilización de maquinaria pesada para la extracción del sedimento.
- *Dragado sin vaciado* → Existen dos formas de remoción del sedimento sin vaciar el ecosistema acuático: dragado húmedo y seco. El primero de los métodos se realiza mediante succión del sedimento desde el fondo y posterior deposición en una balsa flotante. El sedimento se deposita rápidamente, mientras que el agua sobrante escurre directamente al ecosistema. Durante el proceso de dragado seco en cambio, el material removido es transportado a una planta de lavado donde el lixiviado se deposita en lagunas de sedimentación. El método de dragado seco otorga mejores resultados, ya que el ecosistema acuático no permanece turbio.

Dilución y lavado.

A través del manejo de las entradas de agua, es posible variar el tiempo de residencia del ecosistema acuático (entendiéndose por tiempo de residencia el tiempo de permanencia de una sustancia en el agua), lo cual representa una medida efectiva para el “lavado” de microalgas del sistema y reducir el impacto de liberación de nutrientes desde el sedimento. Sin embargo, la renovación tiene que ser equivalente al 10 ó 15 % del volumen del ecosistema por día para ser efectiva. En algunos casos, la disminución del tiempo de residencia se puede llevar a cabo disminuyendo o no la concentración de nutrientes al mismo tiempo. Para conseguir esto último, es necesario contar con una fuente de agua pobre en nutrientes que provoque un efecto de dilución de las concentraciones actuales.

Aislamiento físico del sedimento.

En ecosistemas acuáticos pequeños se han desarrollado diferentes estrategias para cubrir el fondo con sedimentos externos pobres en nutrientes (por ejemplo arena) o con materiales plásticos aislantes.

Aislamiento químico del sedimento.

Las dos principales posibilidades para aislar químicamente el sedimento son:

- *Oxigenación del sedimento* → La introducción de oxígeno disuelto al sedimento permite la descomposición de la materia orgánica acumulada de manera aeróbica. Por otra parte, en presencia de oxígeno la mayoría de los compuestos que contienen fósforo son insolubles. Por esta razón, este es un método muy efectivo para el aislamiento químico del sedimento. En ecosistemas acuáticos profundos la oxigenación del sedimento se logra mediante la instalación de equipos de circulación de agua que previenen los procesos de estratificación.
- *Método Riplox de oxidación del sedimento* → El objetivo de este método es reducir la carga interna de fósforo mediante la oxidación de la superficie del sedimento, provocando que el fosfato precipite en complejos metálicos. Se bombea directamente en el sedimento nitrato de calcio ($\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$) y cloruro férrico (FeCl_3) lo que provoca el incremento de la concentración de oxígeno y hierro, aumentando la retención del fósforo. El pH es estabilizado con la adición de hidróxido de calcio ($\text{Ca}(\text{OH})_2$); en un pH cercano a la neutralidad las bacterias desnitrificadoras provocan la transformación del nitrato a nitrógeno gaseoso.

6.2.3 Biomanipulación.

El término biomanipulación fue acuñado por Shapiro et al. (1975) para designar manejos de la biota para alcanzar un objetivo deseable para los humanos. En general se ha aplicado para la reducción de la biomasa algal en lagos eutróficos. Estas técnicas procuran reducir la abundancia de los peces zooplanctívoros (que se alimentan de zooplancton) o agregar peces piscívoros (que se alimentan, como su propio nombre indica, principalmente de peces).

La biomanipulación ha sido probada en varios países de Europa y Estados Unidos con resultados variables. Los mejores resultados se han obtenido en ecosistemas poco profundos donde se eliminó más del 80% de la biomasa de planctívoros.

Sin embargo, el éxito de estos programas depende de otros procesos como el incremento de la biomasa de las macrófitas sumergidas (organismos macroscópicos de vegetación acuática) y las algas perifíticas (organismos vegetales que se adhieren a los tallos y hojas de plantas con raíces fijas en los fondos). Para el crecimiento de estas dos comunidades es indispensable la reducción de los peces de hábito bentívoro (comunidad formada por los organismos que habitan el fondo del ecosistema acuático), por su perturbación del sedimento y excreción de nutrientes en la columna de agua.

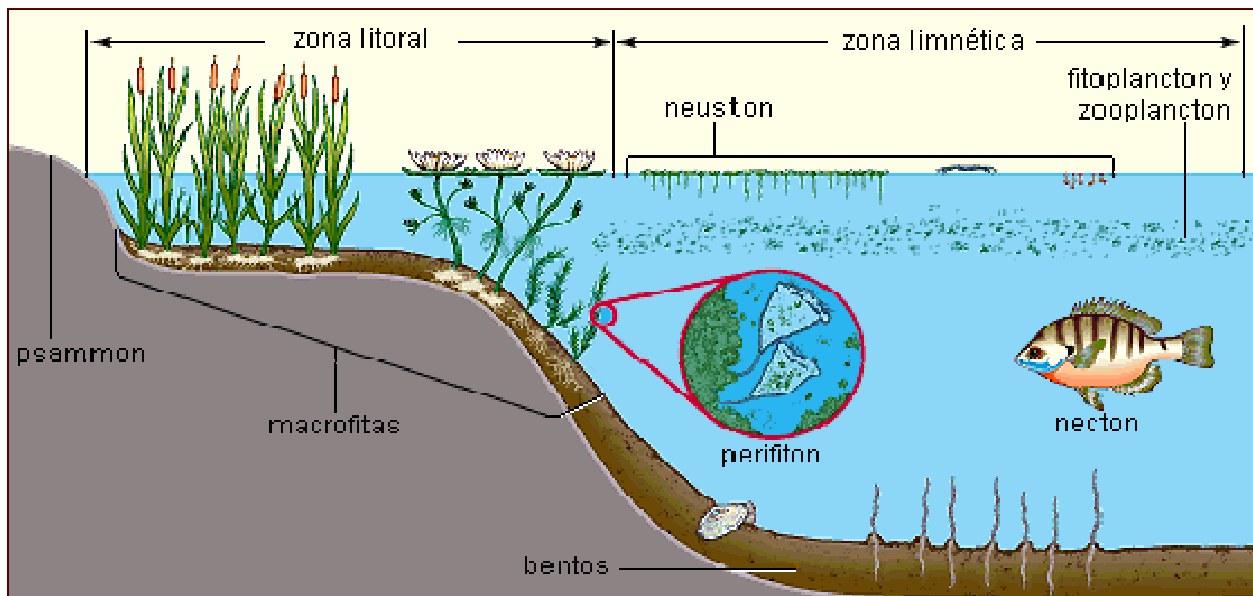


Figura 6.4. Estructura de un ecosistema acuático (Marcano José E, 2010).

Las plantas acuáticas consumen los nutrientes, liberan sustancias orgánicas que inhiben el crecimiento algal, y el desarrollo del perifiton reduce la presión de herbivoría sobre la vegetación. Por otro lado, el estado turbio limita seriamente el acceso a la luz por parte del perifiton y de las plantas sumergidas, la ausencia de las plantas reduce la capacidad de refugio del zooplancton, y una gran proporción de la comunidad fitoplanctónica no puede ser consumida por los herbívoros (por ejemplo cianobacterias filamentosas).

A continuación se muestra (tabla 6.1) un resumen de las principales estrategias de rehabilitación de los cuerpos de agua eutróficos.

ÁREA	> 1km ²				< 1km ²			
	SÍ		NO		SÍ		NO	
TIEMPO DE RETENCIÓN (años)	>5	<5	>5	<5	>5	<5	>5	<5
MÉTODOS MECÁNICOS								
REMOCIÓN DEL SEDIMENTO	-	-	-	-	+	+	+	+
TRATAMIENTO DE LAS AGUAS PROFUNDAS	?	+	-	-	?	+	-	-
DESESTRATIFICACIÓN	+	+	-	-	+	+	-	-
MÉTODOS QUÍMICOS								
PRECIPITACIÓN DE FÓSFORO	+	?	+	?	+	?	+	?
TRATAMIENTO DEL SEDIMENTO CON NITRATO	-	-	-	-	+	?	+	?
AERIACIÓN DE LAS AGUAS PROFUNDAS	+	+	-	-	+	+	-	-
BIOMANIPULACIÓN								
CONTROL DE PECES PLANCTÍVOROS	+	+	+	+	+	+	+	+

Tabla 6.1. Resumen de las principales estrategias de rehabilitación de los cuerpos de agua eutróficos. (Grupo de Investigación en Ecología y Rehabilitación de Sistemas Acuáticos de la Universidad de la República de Uruguay, 2008). Se han marcado en color azul las estrategias aplicables al Estany.

Considerando las condiciones del Estany de Cullera que ya han sido vistas anteriormente en este trabajo (la lámina de agua del Estany ocupa una superficie aproximada de unas 40 Ha y según la clasificación establecida por Pritchard pertenece al grupo de “estuarios estratificados: tipo cuña salina”) y teniendo en cuenta que el tiempo de retención en el Estany de Cullera es inferior a 5 años; de las estrategias propuestas vistas en este apartado del trabajo y resumidas en la tabla 6.1, a priori sólo las que están marcadas en azul en dicha tabla serían las más adecuadas para ser llevadas a cabo en el Estany de Cullera.

En el siguiente apartado se analizarán las actuaciones realizadas hasta ahora en el Estany de Cullera en materia de rehabilitación, para finalmente analizar las actuaciones que deberían realizarse para mejorar la calidad ambiental del Estany.

6.3. Actuaciones de rehabilitación realizadas hasta la fecha en el Estany.

La prensa ha sido testigo de las numerosas voces que se han alzado exigiendo la rehabilitación del ecosistema del Estany. El problema de la degradación paulatina de este paraje no ha pasado desapercibida desde hace más de una década, iniciándose un mayor movimiento de concienciación a partir del octubre de 2006 (tras la aparición de numerosos peces muertos en las aguas del estuario). Las dos principales actuaciones que se pidieron desde la Asociación de Pescadores Deportivos de Cullera para salvar el ecosistema son el cese de vertidos a través de las acequias y el dragado del fondo del estuario. Pero uno de los principales problemas a la hora de llevar a cabo la rehabilitación de la zona, tal y como se verá en este apartado, es precisamente a quien compete dicha rehabilitación.

6.3.1. Las autoridades competentes del Estany de Cullera.

El Estany de Cullera es uno de los pocos cauces, por no decir el único en todo el Estado, que es de propiedad privada tal y como se desprende de la sentencia de 15 de octubre de 1976 del Tribunal Supremo, mediante la cual el **Ayuntamiento de Cullera** recuperó la propiedad del Estany, pasando este a ser de propiedad municipal.

No obstante, tal y como se desprende del PGOU de Cullera, aprobado definitivamente en 1995, las aguas del Estany son zona de protección del dominio público hidráulico por lo que será de aplicación la reglamentación específica contenida en la vigente Ley de Aguas y normativa de su desarrollo, debiéndose ajustar a las limitaciones de uso que de ello se deriven, no admitiéndose más que los usos y aprovechamientos en ella contemplados. Por otro lado, sus riberas están catalogadas como *Zona de protección especial con uso dominante: "Protección del Medio Natural"*, permitiéndose todas aquellas instalaciones y obras que faciliten la mejor conservación de estas áreas, pudiendo ejecutarse accesos que faciliten el uso público de ciertas zonas como sendas peatonales y otros, y pudiéndose habilitar además áreas de esparcimiento sin edificación cerrada.

Desde marzo de 1997 y por un periodo de veinticinco años, las aguas del estuario se encuentran arrendadas al solo y único objeto de su aprovechamiento piscícola con fines deportivos, a la Asociación Local de Pescadores Deportivos de Cullera mediante Contrato Administrativo por el procedimiento de Concurso Restringido.

Este contrato tiene naturaleza administrativa especial, al satisfacer de forma directa e inmediata finalidades públicas de la específica competencia municipal, como son las competencias administrativas en materia de protección medioambiental, deporte y ocupación del tiempo libre, que atribuye al municipio el Artículo 25, nº2, letras “f” y “m” de la Ley 78/85, de 2 de abril, Reguladora de las Bases del Régimen Local. En este contexto, y tras la demanda de los usuarios del lago de una regulación de sus usos y protección del entorno, comienza a realizarse el estudio y viabilidad de la regulación de los usos y gestión del lago mediante la “*Ordenanza municipal reguladora de los usos, gestión y protección del lago del Estany*”. (M.I. Ayuntamiento de Cullera, BOP nº 115 del 16/5/2002).

El ámbito espacial al que le es de aplicación lo regulado en esta ordenanza (Artículo 2 del Título I: Disposiciones generales) comprende el cauce, las aguas, riberas, y márgenes del Estany de Cullera y su entorno, ya que por su interés natural y fisiográfico conforman un todo comunitario que merece un tratamiento único en materia de protección y gestión. Dicho ámbito es el que figura en el Anexo 1 a la ordenanza (figura 6.5). La intervención municipal ha de atenerse a los títulos competenciales que les son propios, en concreto, la *protección del medio ambiente y la ordenación y disciplina urbanística* tal y como lo dispone el Artículo 25 de la Ley 7/85, de 2 de Abril, Reguladora de Bases de Régimen local. No obstante, ha de considerarse, en función del espacio, la competencia sobre *el dominio hidráulico* atribuida a la **Confederación Hidrográfica del Júcar**.



Figura 6.5. Plano Parcial Zona del Estany. Hojas C-4 y C-5. Plano original a escala 1:5.000. Cullera. (El delineante municipal: Pep Bataller; febrero del 2002).



Mediante la puesta en marcha de esta ordenanza se pretenden alcanzar los siguientes *objetivos* en la zona ocupada por el estuario y su entorno, como hito natural del municipio:

- Conservar la integridad del estuario y sus márgenes así como proteger el paisaje, la flora, fauna y vegetación autóctona de este ecosistema, la gea, y sus aguas, en definitiva mantener la dinámica y estructura funcional que caracteriza a este tipo de ecosistemas y a su entorno natural.
- Ordenar sus usos atendiendo a su calificación urbanística y a sus características naturales.
- Establecer unos requisitos mínimos en la calidad y el diseño de las infraestructuras e instalaciones necesarias para el desarrollo de las actividades lúdicas y de ocio permitidas, al objeto de potenciar la calidad paisajística del estuario y su entorno.
- Restaurar en la medida de lo posible aquellos espacios actualmente alterados por el hombre o sus actividades, sin perjuicio de los usos tradicionales existentes en el estuario y su entorno.
- Facilitar el conocimiento de los valores ecológicos del Estany a sus visitantes y disfrute público del mismo, armonizándolo con la conservación de los ecosistemas y fomentando la sensibilidad y el respeto hacia el medio natural.
- Promover las actividades de educación ambiental y fomentar la información sobre los valores y características del estuario y su entorno.
- Compatibilizar la dinamización y gestión de la finca rústica del estuario y su entorno, así como de las actividades turísticas o de otra índole que en él se realicen, con el cumplimiento de estos objetivos, favoreciendo la promoción de los recursos naturales de Cullera y promoviendo un desarrollo sostenible de la zona.
- Salvaguardar los recursos naturales del estuario, la calidad paisajística y potenciar los usos tradicionales del mismo.

En el punto 1 del Artículo 4 (del Título I: Disposiciones Generales) se detallan las siguientes competencias municipales que corresponden al Ayuntamiento de Cullera:

- Velar por el cumplimiento de la presente ordenanza.
- Adoptar, en el ejercicio de sus competencias, cuantas disposiciones e iniciativas sean precisas para la consecución de los objetivos señalados.
- Regular sus usos, así como establecer el régimen de sus diversos aprovechamientos (coto de pesca, recreativo y turístico, etc.)
- Sancionar las infracciones a la Ordenanza, dentro de los límites señalados por la legislación vigente, previa tramitación de expediente sancionador, con arreglo a las diferentes normativas sancionadoras específicas al efecto.

Al ser el Estany de propiedad municipal, la vigilancia o policía de este cauce se ejerce, en primer lugar, por parte de la autoridad municipal competente (Artículo 25 del Título III: De la protección del lago y su entorno), a la que también se puede sumar la de los agentes especializados del Cuerpo de la Guardia Civil, denominado SEPRONA (Servicio de Protección de la Naturaleza), y los agentes autonómicos en el ámbito de sus competencias e incluso los propios ciudadanos cuando se observe presunta infracción. Todo ello sin perjuicio de la actividad de vigilancia que se establezca en las zonas de dominio público marítimo terrestre según las normas o reglamentos aprobados conforme a la Ley de Costas.

6.3.2. La rehabilitación del Estany dentro del “Plan de Actuaciones frente a las inundaciones de la Ribera del Júcar” de la Confederación Hidrográfica del Júcar.

En septiembre de 2012, se dispuso a participación pública el documento: “*Actuaciones frente a las inundaciones de la Ribera del Júcar*”, que resume el proceso de análisis de alternativas y toma de decisiones de los proyectos: “Acondicionamiento del Río Júcar entre Carcaixent y la Autopista AP-7 (Valencia)” y “Mejora del Drenaje del Marjal Sur del río Júcar, T.M. de Alzira, Cullera y otros (Valencia)”, que se han desarrollado entre enero de 2010 y diciembre de 2011 y que se han apoyado en un amplio proceso de participación pública. También resume los resultados preliminares de los dos trabajos complementarios realizados entre diciembre de 2011 y junio de 2012, referentes a:

- Análisis de los usos posibles en el área afectada por los Proyectos del Plan Global frente a inundaciones en la Ribera del Júcar (Valencia).
- Estudio de alternativas y planificación de actuaciones para la reutilización de los excedentes de tierras de los Proyectos constructivos del Plan Global frente a inundaciones en la ribera del Júcar (Valencia).

En primer lugar se resume la problemática existente y se realiza un estudio de alternativas para solventar las posibles inundaciones en la Ribera del Júcar. A continuación se exponen los objetivos establecidos y los condicionantes existentes para el diseño de las actuaciones, y se describe el estado final de los proyectos, tras la revisión de algunas de las actuaciones para solventar problemas identificados durante el estudio de alternativas y el proceso de participación pública. Por último se resumen los resultados preliminares de los trabajos complementarios mencionados, las siguientes fases previstas y su proceso de participación pública.

Hay que tener en cuenta que el Júcar es un río con un comportamiento claramente mediterráneo que se caracteriza por una gran desproporción entre los caudales ordinarios y extraordinarios, y por un régimen extremo de caudales con crecidas de elevada magnitud que provocan desbordamientos seculares que inundan las márgenes y son causa de daños considerables en los terrenos y poblaciones que alcanzan, especialmente en las zonas inundables de las comarcas de la Ribera Alta y Ribera Baixa de la Comunitat Valenciana, con una población de unos 200.000 habitantes. Esto es debido a que en la cuenca media y baja del río Júcar es relativamente frecuente la aparición de la situación meteorológica denominada “gota fría”, como ha quedado claramente de manifiesto en las distintas avenidas históricas, entre las que se pueden destacar las de 1864, 1982 y 1987.

La escasa capacidad del cauce del río Júcar provoca que en situación de avenida las aguas se desborden por ambas márgenes.

Los desbordamientos por la margen derecha del Júcar se producen con caudales de periodos de retorno del orden de 25-50 años (el período de retorno en este caso, es el tiempo esperado o tiempo medio entre dos desbordamientos). Las aguas discurren incontroladamente por las zonas más deprimidas (no siempre con cultivos de arroz) y se quedan almacenadas aguas arriba del ferrocarril Valencia-Gandía. Una vez superada la cota del terraplén del ferrocarril, vierten por encima y se quedan embalsadas entre el propio ferrocarril y el cordón litoral, inundando las urbanizaciones existentes en la costa. Los daños se ven agravados por la gran duración de las inundaciones, debido a la escasa pendiente del terreno y a la presencia del cordón litoral, que dificultan el drenaje de la zona. La principal salida al mar en esta zona la constituye el **Estany de Cullera**, pero la presencia del ferrocarril y los espigones construidos en la desembocadura del Estany reducen considerablemente su capacidad de desagüe, ya que actualmente se trata de un canal de 45 metros de ancho y fondo horizontal a la cota -1 m.s.n.m.

En la siguiente imagen (figura 6.6) se muestra la inundación que se produciría en la situación actual debido a una avenida de 250 años de periodo de retorno.

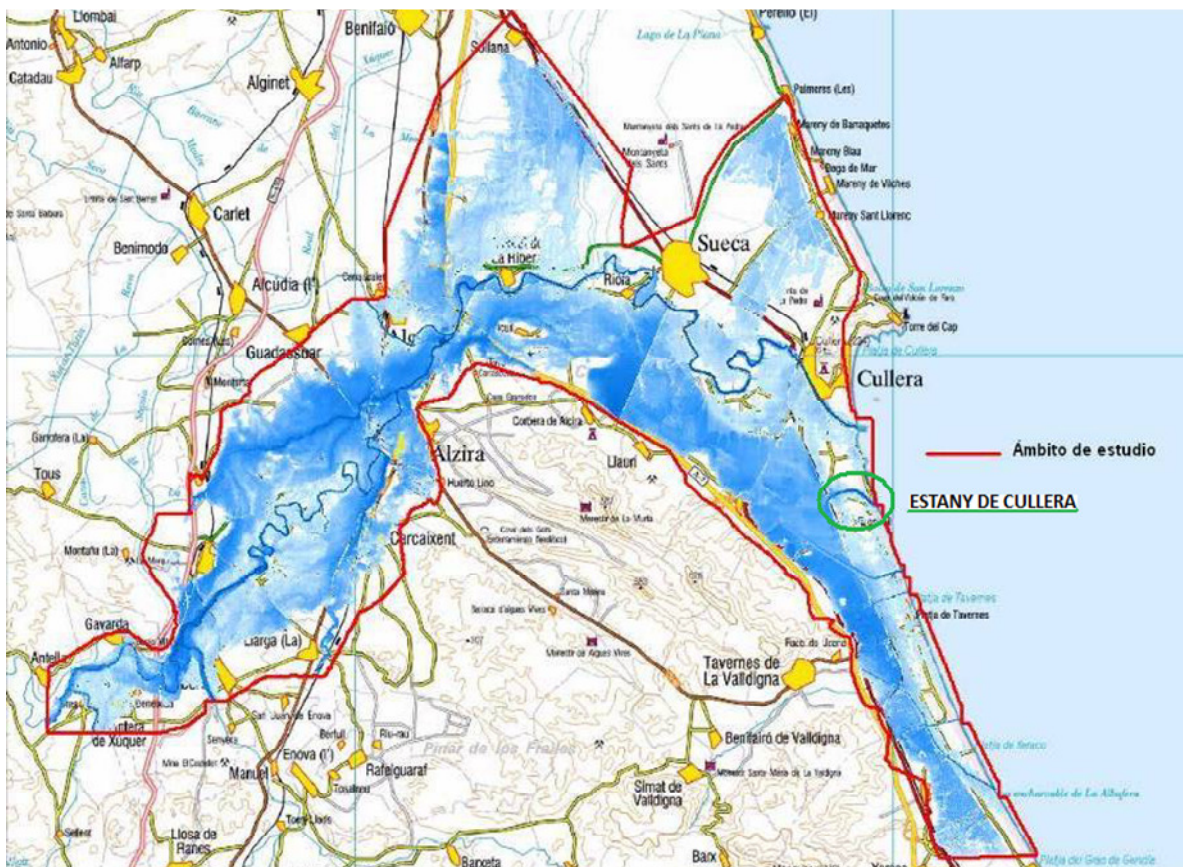


Figura 6.6. Calados de una avenida de periodo de retorno de 250 años en la situación actual (CHJ, 2012).



A pesar de las actuaciones realizadas en el marco del Plan General contra Avenidas del Júcar de 1985 (tras la gota fría de 1982 que provocó una avenida extraordinaria de dimensiones similares a la de 1864, que produjo la destrucción de la presa de Tous y cuantiosos daños humanos y materiales en toda la llanura de inundación), persiste en la actualidad un considerable riesgo de inundación en la ribera del Júcar, en buena parte debido a las aportaciones no controladas de los ríos Magro (aguas abajo de la presa de Forata), Sellent y Cañoles (afluente del río Albaida aguas abajo de la presa de Bellús).

Con el fin de reducir el nivel de riesgo frente a las inundaciones, asegurando principalmente la protección de todas las zonas urbanas, a finales de la década de los 90 se comenzó a trabajar en la redacción de un Plan Global frente a inundaciones en la Ribera del Júcar. En junio de 2000, la Confederación Hidrográfica del Júcar (CHJ), con la colaboración de otros organismos de las administraciones, ayuntamientos, usuarios, organizaciones no gubernamentales y expertos, concretó la redacción del *“Plan global frente a inundaciones en la Ribera del Júcar: Propuesta de Actuación”*, con el objetivo fundamental de alcanzar unos umbrales de protección entre 100 y 250 años de periodo de retorno para zonas urbanas y de entre 25 y 50 años para zonas agrícolas.

Para ello se propusieron una serie de actuaciones estructurales y otras no estructurales. Dentro de estas últimas la CHJ, en colaboración con el Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas (CEDEX), realizó en el año 2002 los mapas de inundabilidad y zonificación de riesgo de inundación, que sirvieron para conocer el riesgo actual frente a las inundaciones de los territorios de la Ribera. Dentro de las actuaciones estructurales para reducir el riesgo de inundación existente (ver figura 6.7) se propusieron:

1. Estructuras de laminación (presas aguas arriba de la llanura de inundación). El objetivo de estas actuaciones es reducir los caudales entrantes a la llanura de inundación.

2. Acondicionamiento de cauces y mejora red de drenaje (actuaciones en la llanura de inundación). Inicialmente estas actuaciones se plantearon desde un punto fundamentalmente hidráulico, por lo que implicaban una intervención más “dura” sobre el territorio. Pero actualmente se han estudiado soluciones más integradas en el medio que imitan el funcionamiento natural del río en avenidas y permiten usos compatibles con las inundaciones.

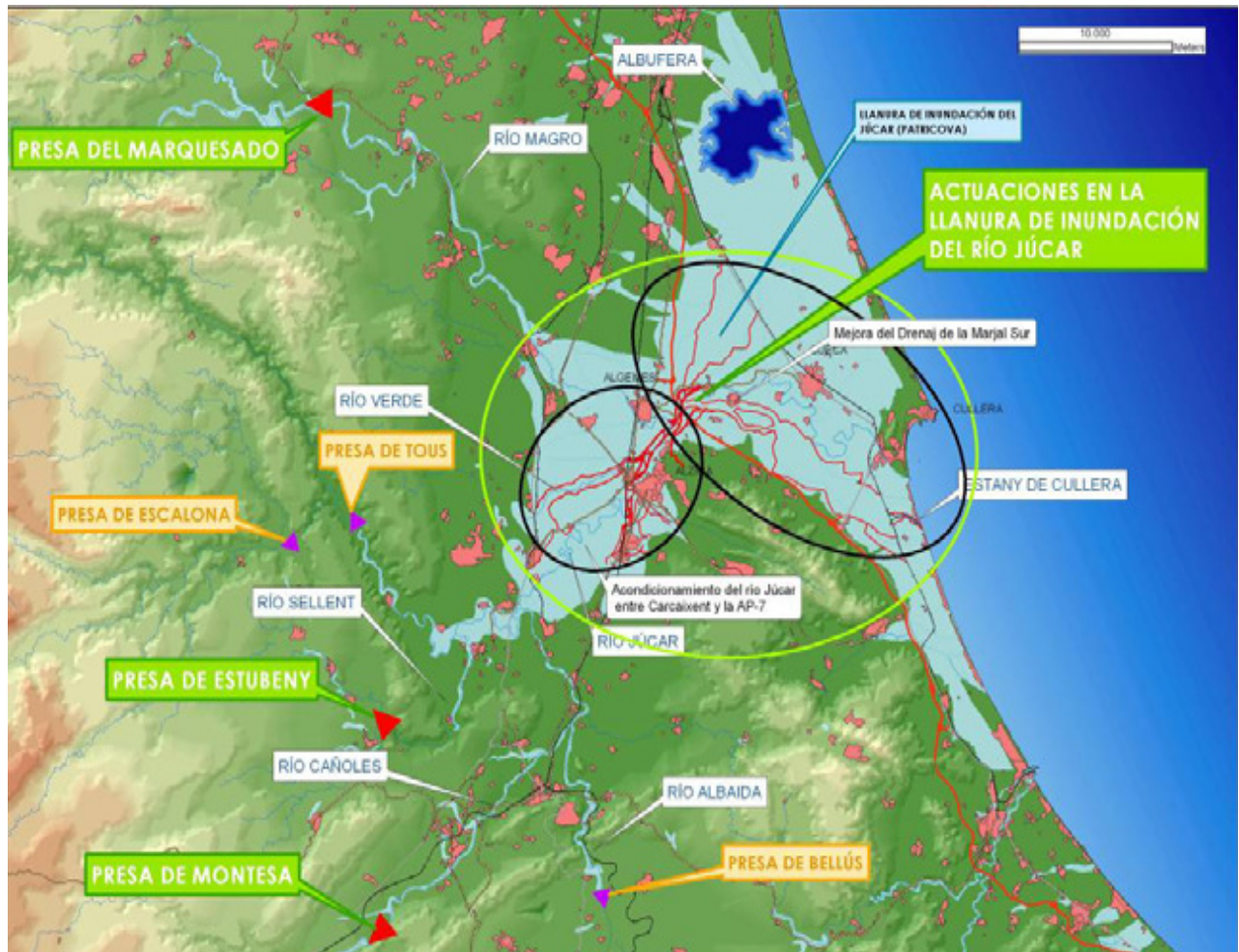


Figura 6.7. Principales actuaciones estructurales contempladas en el Plan Global frente a Inundaciones del Júcar del 2000 (CHJ, 2012).

Las acciones estructurales y las no estructurales deben favorecer los procesos naturales en la medida que éstos sean viables económica, social y ambientalmente.

Hay que tener en cuenta que la naturaleza y la biodiversidad, en ocasiones, se benefician del fenómeno del riesgo de inundación, por lo que es recomendable convivir con un grado asumible de riesgo en aquellas zonas donde los posibles daños sean menores, sobre todo para la población. En el caso del Júcar esta consideración se debe aplicar especialmente a los cauces de mayor entidad (Júcar, Estany de Cullera, Río Verde) y al ámbito de las zonas húmedas incluidas en su llanura de inundación (Albufera, Marjal Sur, Marjal de La Safor) que constituyen las principales áreas naturales de laminación de las avenidas.

Hay que destacar que, hasta la fecha, las intervenciones más importantes de defensa frente a inundaciones sobre el río Júcar, al igual que en otras zonas, se han impulsado siempre tras un episodio de graves avenidas. Las actuaciones del Plan Global implican un elevado coste económico, pero se ha comprobado que los beneficios obtenidos serán mucho mayores en conjunto. Es necesario que esta vez las obras se acometan antes de la próxima gran riada. De esta forma no sólo se reducirán los daños personales, materiales, ambientales, etc, si no que esta gran inversión se realizará antes de incurrir en los costes para la sociedad que implica cada gran inundación, que serían de una cuantía similar.

Como se introdujo al principio de este apartado, el *Plan de Actuaciones frente a las inundaciones de la Ribera del Júcar*, resume dos proyectos complementarios entre sí, a través de los cuales se desarrollará su actuación:

1. El **Proyecto de Acondicionamiento del Río Júcar entre Carcaixent y la Autopista AP-7** plantea una serie de actuaciones en ese tramo de la ribera del río Júcar, ampliado finalmente hasta Albalat de La Ribera.

2. El **Proyecto de Mejora del Drenaje del Marjal Sur** se localiza en las áreas de desbordamiento del Júcar aguas abajo de la AP-7, entre Alzira, Sollana y Cullera, en el Barranco del Duc y en el tramo final del Barranco de la Murta. Se define el acondicionamiento de estos barrancos y la ordenación y acondicionamiento de las zonas de desborde natural del río Júcar hacia la Albufera, Marjal Sur, y Marjal de Tavernes de la Vallidigna. Esto se consigue mediante la permeabilización de infraestructuras, creación de depresiones fluviales y recrecimiento de motas de delimitación de corredores y de protección urbana. Además, se mejora el desagüe por el Estany de Cullera, delimitando un corredor entre motas y restaurando y mejorando el entorno inmediato del Estany. El proyecto se divide en 4 actuaciones principales (ver figura 6.8):

- **ACTUACIÓN Nº 1:** Acondicionamiento de la zona del Estany de Cullera.
- **ACTUACIÓN Nº 2:** Derivación y Corredor verde de la Marjal Sur.
- **ACTUACIÓN Nº 3:** Acondicionamiento y derivación Barrancos Murta-Duc.
- **ACTUACIÓN Nº 4:** Corredor verde de La Albufera.

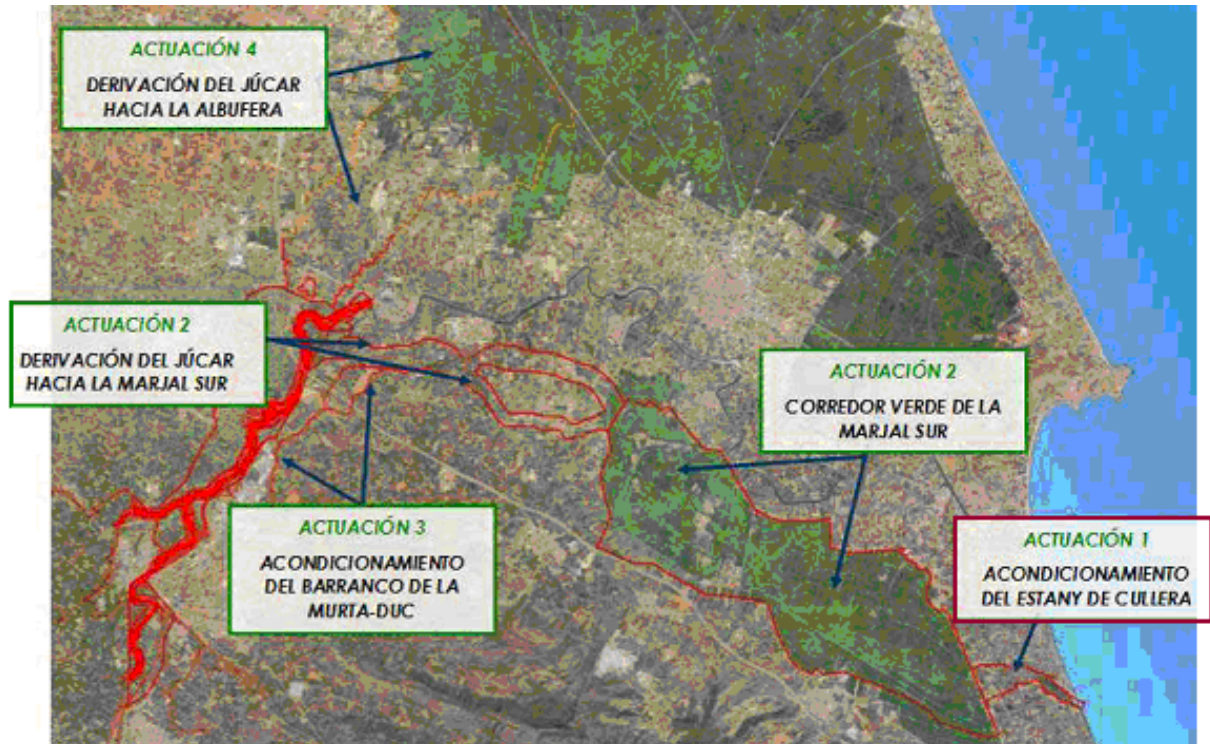


Figura 6.8. Principales actuaciones contempladas en el Proyecto de Mejora del Drenaje del Marjal Sur, aparece marcada en rojo la Actuación nº 1: Acondicionamiento del Estany de Cullera (CHJ, 2012).

El resultado global de estas cuatro actuaciones es una actuación sostenible, basada en la recuperación y mejora del espacio fluvial y de su función como corredor vertebrador del territorio, lo que compatibiliza los criterios de defensa frente a avenidas con los aspectos sociales, paisajísticos, ambientales y económicos.

La CHJ realizó una jornada de participación donde un gran número de expertos fueron convocados para que realizaran una valoración crítica del nuevo Plan de Actuaciones frente a inundaciones (TotCullera, noviembre de 2010), de esta forma los técnicos expusieron sus dudas sobre los efectos ambientales que tendrían las actuaciones propuestas. En cuanto a la Actuación Nº1 (*Acondicionamiento de la zona del Estany de Cullera*) se optó por una nueva alternativa (denominada Alternativa G), que supuso una reducción de la actuación en la desembocadura del Estany de Cullera respecto a lo previsto inicialmente (Alternativa B) tal y como puede verse en la figura 6.9. Finalmente se ampliaría la desembocadura de los 45 m actuales hasta 65 m (en lugar de los 90 m previstos inicialmente en la Alternativa B) y se dragaría sólo hasta la cota -1 m.s.n.m (tal y como está actualmente) en lugar de hasta la cota -3 m.s.n.m. como precisaba la Alternativa B.

De esta forma, con la nueva solución (Alternativa G) se podrían evacuar por el Estany al mar unos 310 m³/s para la avenida de 250 años de periodo de retorno (en lugar de los 550-535 m³/s previstos inicialmente con la Alternativa B). La alternativa G protege más el ecosistema del Estany, además tal y como advirtió el catedrático de Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente de la Universitat Politècnica de València Juan Marco Segura en la jornada de participación pública (TotCullera, noviembre de 2010), las actuaciones que se proponían en un inicio planteaban una serie de problemas de dinámica litoral, de entrada de agua salada, fondos, crecidas, de protección de los cultivos de arroz y, a parte de todo, los problemas urbanísticos.



Figura 6.9. Actuación nº 1, aparece en rojo la nueva solución propuesta en el Estany (Alternativa G) y en azul la solución inicial (Alternativa B). (CHJ, 2012).

Por tanto quedaría un flujo de unos 170 m³/s que discurrirían por la Marjal Sur, Marjal de Tavernes, Marjal de La Safor, sin afectar de forma considerable las zonas urbanas del litoral. En la situación actual ese flujo de avenida hacia el sur sería de unos 800 m³/s.

Con esta solución además se mantiene la comunicación entre los flujos de avenida del Júcar y del Vaca, que llegan a estas zonas húmedas litorales, pero no se produce afección a los suelos urbanos y urbanizables de las playas de Cullera, Tavernes y Xeraco para la avenida de 250 años, límite superior del objetivo de defensa de poblaciones del Proyecto.

En la siguiente imagen (figura 6.10) puede verse un plano de la zona de actuación del Proyecto de Mejora del Drenaje del Marjal Sur, donde se ha simulado los calados que produciría una avenida de 250 años de periodo de retorno una vez adoptada la solución propuesta en el proyecto.

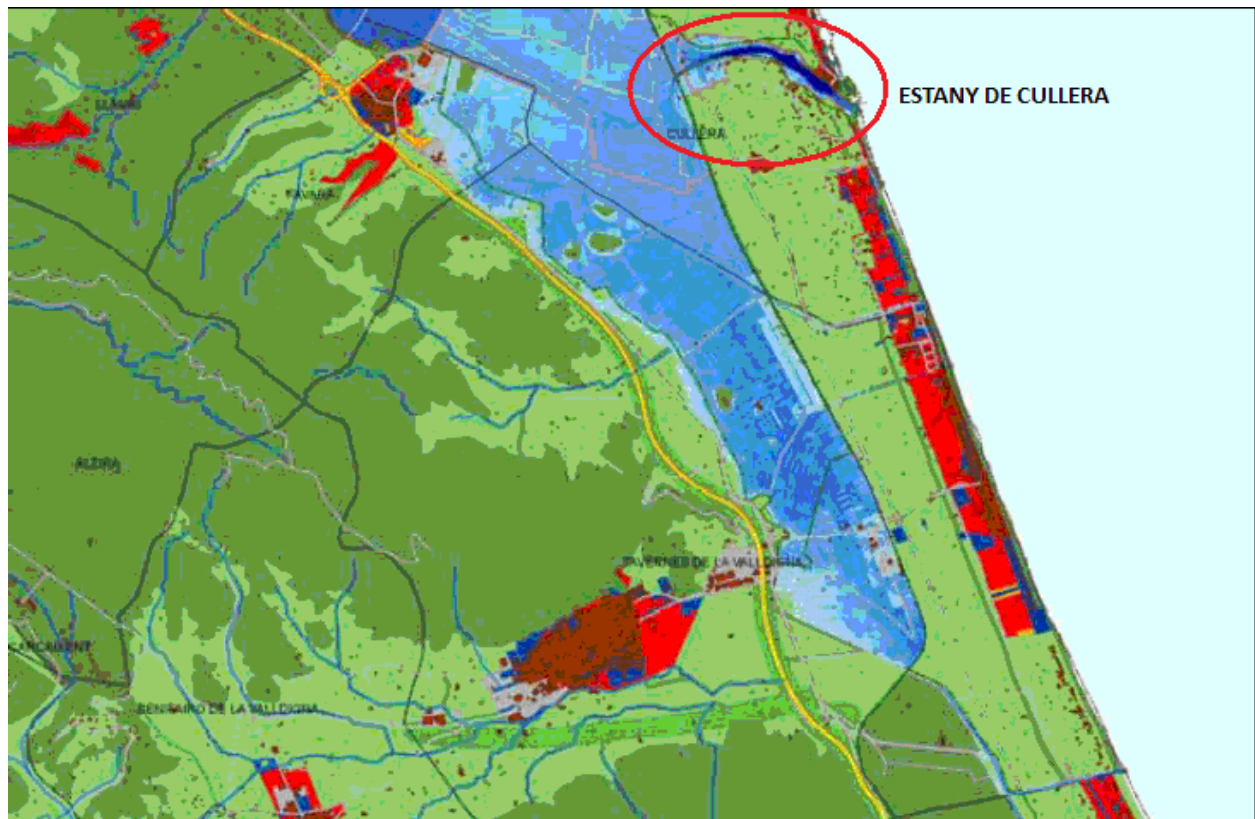


Figura 6.10. Planeamiento urbanístico, delimitación zonas húmedas (en trazado verde) y calados obtenidos para avenidas de 250 años con la solución propuesta (CHJ, 2012).

A continuación se describe la solución propuesta para el acondicionamiento del Estany:

- La ampliación de la bocana de 45 a 65 m y dragado del fondo como actualmente, la cota -1,00 m.s.n.m.
- Rebaje del dique de escollera de la margen derecha de la desembocadura.
- Protección de la zona urbana mediante un pretil de 1,00 m de altura integrado en el entorno.
- Motas de delimitación de corredores de protección (barreras naturales que delimitan los arrozales del agua) de 1,00 m de altura.
- Permeabilización del ferrocarril mediante cajones hincados.

- Permeabilización de la CV-605.
- Retirada de rellenos y usos incompatibles en las orillas del Estany y restauración de esas zonas, recreando ambientes de ribera y palustres (9,6 ha).
- Conservación de la vegetación existente de valor relevante y mejora de la misma en las zonas actualmente degradadas y en las afectadas por las obras.
- Actuación de mejora del litoral situado al norte del Estany. Se ha previsto recuperar un tramo de 500 m del litoral situado al norte del Estany. Para ello el dique norte de la desembocadura se ha diseñado hasta la cota -3, de forma que pueda apoyarse sobre él una amplia playa. Esta actuación precisa la eliminación de la escollera exenta situada justo al norte de la desembocadura, la eliminación de otras escolleras contiguas a las edificaciones y la remodelación del extremo sur de la siguiente escollera exenta existente.

En las siguientes dos imágenes (figuras 6.11 y 6.12) se muestra la localización de las actuaciones previstas en el Estany de Cullera. También se han señalado las zonas de mayor interés ambiental de sus riberas, que como se observa, no se ven afectadas por las actuaciones.



Figura 6.11. Fotografía aérea de la zona más cercana al mar del Estany de Cullera donde se han marcado las actuaciones previstas para el acondicionamiento (CHJ, 2012).



Figura 6.12. Fotografía aérea de la zona interior del Estany de Cullera donde se han marcado las actuaciones previstas para el acondicionamiento (CHJ, 2012).

Por tanto los proyectos plantean no sólo la ampliación del espacio de la red de drenaje existente, si no también la creación de amplios corredores para las avenidas, que al mismo tiempo funcionen como áreas de laminación, de manera que se imite, de forma más controlada y reduciendo los daños, el funcionamiento de esta llanura de inundación. Estos corredores se localizan siguiendo las principales direcciones de flujo de las avenidas: entorno al Júcar, hacia el río Verde y, aguas abajo de Alzira, hacia la Albufera por un lado y hacia la Marjal Sur y Estany de Cullera por otro. Se corresponden con las zonas más inundables y por tanto menos ocupadas por el hombre, al menos hasta las últimas décadas.

Además como se ha visto se ha previsto incrementar la capacidad de desagüe al mar de las avenidas por el Estany de Cullera, ampliando en 20 m la desembocadura actual de éste y protegiendo las zonas urbanas, edificaciones y cultivos contiguos al lago. De esta forma se delimitará otro corredor, ampliando el espacio fluvial y de marjal entorno a este espacio protegido, lo que permitirá preservar los hábitats y valores existentes en este entorno y restaurarlos en áreas de ribera actualmente ocupadas por cultivos y granjas. La solución finalmente planteada en esta zona es menos ambiciosa que la recogida en el Documento de Inicio, para reducir la intervención en la zona litoral del Estany y modificar lo menos posible su estado y funcionamiento actual.

En conjunto, las actuaciones de ambos proyectos se han integrado todo lo posible en los planeamientos municipales, y son compatibles con el planeamiento supramunicipal y con la Estrategia Territorial de la Comunitat Valenciana, así como con la conservación y mejora de los espacios protegidos existentes en la llanura de inundación del Júcar.

Tras analizar la posible programación de las actuaciones estructurales a ejecutar se llegó a la conclusión de que es absolutamente prioritario acometer en primer lugar la construcción de las presas de laminación. Esta afirmación se basa en que presentan la ventaja de ser obras localizadas, que permiten una importante reducción de los caudales que llegan a la llanura de inundación, con una afección territorial y un coste reducido en comparación con la disminución del riesgo frente a las inundaciones que consiguen. Una vez ejecutadas las presas (con un presupuesto base de licitación estimado de 200 millones de euros y un plazo de 5 años) la programación lógica de las obras sería ejecutar las actuaciones desde aguas abajo hacia aguas arriba, para evitar aumentar la capacidad de la red de drenaje actual provocando afecciones a terceros no deseables. En este sentido, se deberían de construir las actuaciones del Proyecto de Mejora del drenaje del marjal sur del río Júcar (dentro de este proyecto la primera actuación sería el *acondicionamiento de la zona del Estany de Cullera*), y por último las actuaciones del Proyecto de Acondicionamiento del río Júcar entre Carcaixent y la autopista A-7.

Para finalizar se presenta una tabla resumen con el orden de ejecución en el tiempo de cada actuación del Proyecto de Mejora del drenaje del marjal sur del río Júcar, donde aparece también la valoración económica y el plazo de ejecución de cada una de estas actuaciones:

MEJORA DEL DRENAJE DEL MARJAL SUR DEL JÚCAR					
ORDEN	ACTUACIÓN	PRESUPUESTO BASE DE LICITACIÓN	PPTO. EXPROP.	PPTO. CONOC. ADM.	PLAZO (años)
1	CORREDOR VERDE DE L'ESTANY DE CULLERA	18,528 M€	1,777 M€	20,305 M€	1
2	CORREDOR VERDE HACIA LA MARJAL	418,695 M€	29,375 M€	448,070 M€	1,75
3	ADECUACIÓN DERIVACIÓN MURTA-DUCH	10,119 M€	1,161 M€	11,280 M€	0,66
4	CORREDOR VERDE HACIA LA ALBUFERA	25,600 M€	6,352 M€	31,953 M€	1,08

Tabla 6.2. Orden de ejecución, presupuesto y plazos de tiempo de las actuaciones del Proyecto de Mejora del drenaje del marjal sur del río Júcar (Simbología M€: Millones de euros). (CHJ, 2012).

6.3.3. Las actuaciones planteadas por la Asociación de Pescadores Deportivos de Cullera y por el Ayuntamiento de Cullera.

Joaquín Gomar fue presidente de la Asociación de Pescadores Deportivos de Cullera desde 1961 hasta 2007 y estuvo implicado en la protección del Estany hasta en año 2012 cuando falleció. Gomar aseguraba que la contaminación del Estany partía de la base de que al estuario iban a parar los vertidos, tanto orgánicos como sólidos, de las poblaciones de Llaurí, Favara y Corbera, a través de las acequias que desembocan en el Estany (Las Provincias, agosto 2006 y L'Expressió, agosto 2012). El problema de contaminación se agravaba además por los bajos niveles de agua debidos al clima (por la ausencia de precipitaciones) y por la existencia de entradas de agua únicamente desde los arrozales y las originadas por el sobrante de los riegos.

Gomar denunció a la prensa que el fondo del Estany estaba compuesto por vertidos acumulados que forman lodos de entre 2 y 3 metros (Levante, octubre 2006) y que los peces a penas disponían de suficiente agua con oxígeno para vivir (ver figura 6.13). Además aseguraba que el municipio no podía hacerse cargo de limpiar el fondo de l'Estany ya que era un procedimiento muy costoso y se necesitan las tecnologías últimas para no destrozarse el ecosistema (Las Provincias, agosto 2006).

Por otro lado, dentro del Estany los cuatro o cinco yacimientos de agua (los llamados "Ullals") según los miembros de la Asociación se encuentran desde hace años tapados por lodos, por lo que se impide la entrada de las corrientes subterráneas al Estany produciéndose un mayor estancamiento de las aguas (Las Provincias, octubre 2006).

La situación llegó a tal extremo que ya en el 2006 no se pescaba "a la pasta" (ya que con este modo de pesca siempre se tocaba el fondo del estuario) sino que se empezó a pescar "al vuelo" (Las Provincias, agosto 2006). Por otro lado, las riadas beneficiaban al Estany ya que arrastran los fangos al mar, pero la última que se produjo en la comarca se remonta al año 1987, por lo que desde entonces se está acumulando contaminantes en el estuario (Las Provincias, octubre 2006).

También en el 2006 la concejal de Medio Ambiente de Cullera, M^a Ángeles Arlandis, pidió a la CHJ que dragase el Estany ya que esta zona está incluida en el Plan contra Avenidas y en caso de riada se contempla el Estany como salida al mar por lo que la concejal alegaba que era competencia de la CHJ, pero la CHJ notificó a la prensa que se trataba de un lago municipal e instó al Ayuntamiento a limpiarlo con sus propios medios (Levante, noviembre 2006).



Figura 6.13. Fotografía tomada en octubre de 2012 donde se identifican las tres principales especies de fauna marina del Estany (A. anguilla, C. labrosus y Portumnus latipes) halladas muertas por falta de oxígeno según la información facilitada por pescadores del Estany.

Durante su presidencia, Joaquín Gomar intentó dragar el fango acumulado en el fondo del Estany, pero se encontró con problemas legales a la hora de verter los lodos en el mar y con no disponer de ningún otro lugar alternativo para verter estos lodos contaminantes (L'Expressió, agosto 2012).

El actual presidente de la Asociación de Pescadores Deportivos de Cullera y miembro del consejo de conservación del Estany, Antonio Bohigues, accedió de buen grado a responder una serie de cuestiones para el presente trabajo fin de master, comentó la crítica situación en la que se encuentra actualmente el Estany y cómo se ven afectadas las especies que allí habitan, este enorme cambio sufrido en el estuario se hace patente por ejemplo en los concursos anuales de pesca que realiza la Asociación, ya que en menos de una década los 70-80 socios participantes han pasado de pescar 100-110 kg de la especie *Chelum labrosus* (Ilises) a sólo 25-30 kg. Aseguró (al igual que lo hacía Gomar), que la causa de la contaminación del Estany residía en que las poblaciones de Llaurí, Favara y Corbera vertían sus residuos a través de las acequias que desembocan en el Estany, según Bohigues existen una serie de urbanizaciones con viviendas ilegales en estas tres localidades que no depuran correctamente sus aguas fecales (El Brosquil, El Dorado y El Silencio) al no disponer de una adecuada red de alcantarillado y una serie de fosas sépticas que no cumplen la normativa europea vigente.

Según Antonio Bohigues, el Ayuntamiento de Cullera tiene intención de regularizar la zona del Brosquil para evitar una mayor contaminación de las aguas del Estany pero en la actualidad aún no ha tomado las medidas oportunas. También es intención del Ayuntamiento de Cullera quitar la estación depuradora que existe actualmente en el Estany (figura 6.14); esta estación consiste en una cuba medio enterrada que depura las aguas de las aproximadamente 100 viviendas que se encuentran colindando con el Estany y de los dos restaurantes de la zona, y aunque funciona bien, existe el riesgo de contaminación de las aguas residuales al estuario, por tanto el Ayuntamiento pretende cerrarla y llevar estas aguas fecales a la EDAR del Mortal.



Diagrama de bloques de proceso



Figura 6.14. Fotografía y diagrama de bloques de la EDAR del Estany de Cullera (EPSAR, 2013).

Bohigues comentó que uno de los mayores problemas a los que se enfrentan para poder iniciar la rehabilitación del Estany es que no existe un proyecto en el que se engloben todas las medidas que se deben llevar a cabo para lograr la restauración, en dicho proyecto se debería incluir también el modo en el que deberían ser tratados los fangos en el caso de que se optase por el dragado del estuario, porque es evidente que no son unos lodos que puedan ser vertidos a la orilla del Estany o al mar. El presidente aspira a que algún día se tomen medidas como las que se han estado llevando a cabo en algunas zonas de la Albufera de Valencia (ver figura 6.15), aunque son escasas sus esperanzas en este sentido ya que actualmente estas medidas (la mayoría procedentes de proyectos con financiación desde Europa) se han paralizado por falta de recursos económicos.

Por otro lado, los técnicos de medio ambiente de la CHJ confirmaron en febrero de 2013 que el Estany de Cullera bajo ningún concepto es competencia de la CHJ, de hecho la Confederación no tiene ni un sólo punto de control de la calidad de las aguas en todo el estuario. Por su parte, la actual responsable del Departamento de Medio Ambiente de Cullera (Gema Tur) confirmó en enero de ese mismo año, que efectivamente nunca se había llevado a cabo ningún dragado en el Estany pero que no obstante se han solicitado varios proyectos de restauración ambiental del estuario a fondos FEDER (Fondo Europeo de Desarrollo Regional), uno de ellos liderado por la Confederación Hidrográfica que se llegó a aprobar pero que no se pudo llevar a cabo. Debido a la situación de crisis actual, Gema Tur afirma que no cree que se pueda costear ningún proyecto en un breve plazo de tiempo, pero espera que de aquí a unos años se puedan retomar las iniciativas de restauración del Estany.



Figura 6.15. Imágenes del dragado de la Albufera de Valencia (Levante, 2009).

6.4. Posibles actuaciones de rehabilitación del Estany de Cullera.

6.4.1. Control de la carga externa del Estany.

Como se introdujo en el punto 6.2 del trabajo fin de master, el primer principio para permitir un retorno progresivo de un ecosistema como el Estany de Cullera hacia un estado con mejor calidad ambiental, reside evidentemente en una limitación de los aportes en elementos nutritivos y en productos tóxicos.

En el año 2006 el Instituto de Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente (IIAMA) de la UPV realizó un estudio titulado: *Informe preliminar sobre la caracterización biogeoquímica de L'Estany de Cullera (Valencia)* en el que se llegó a la conclusión, tras el muestreo realizado el 10 de mayo del 2006, de que las entradas de nutrientes y materia orgánica que se producen a través de las acequias son muy importantes. En la tabla 6.3 se pueden observar los elevadísimos valores de compuestos nitrogenados que aportan fundamentalmente la *Acequia 0* y la *Acequia 1* y también se hace patente la importantísima carga de clorofila *a* (indicador de altas concentraciones de biomasa de fitoplancton) que llega desde estas dos acequias y desde la *Acequia 5* al Estany. Destacan también las altas concentraciones de fósforo en la *Acequia 0* y la *Acequia 5*. Los nutrientes aportados por las acequias estimulan el crecimiento del fitoplancton en las aguas más superficiales de l'Estany produciéndose un aumento importantísimo en la carga orgánica de esta agua (IIAMA, 2006).

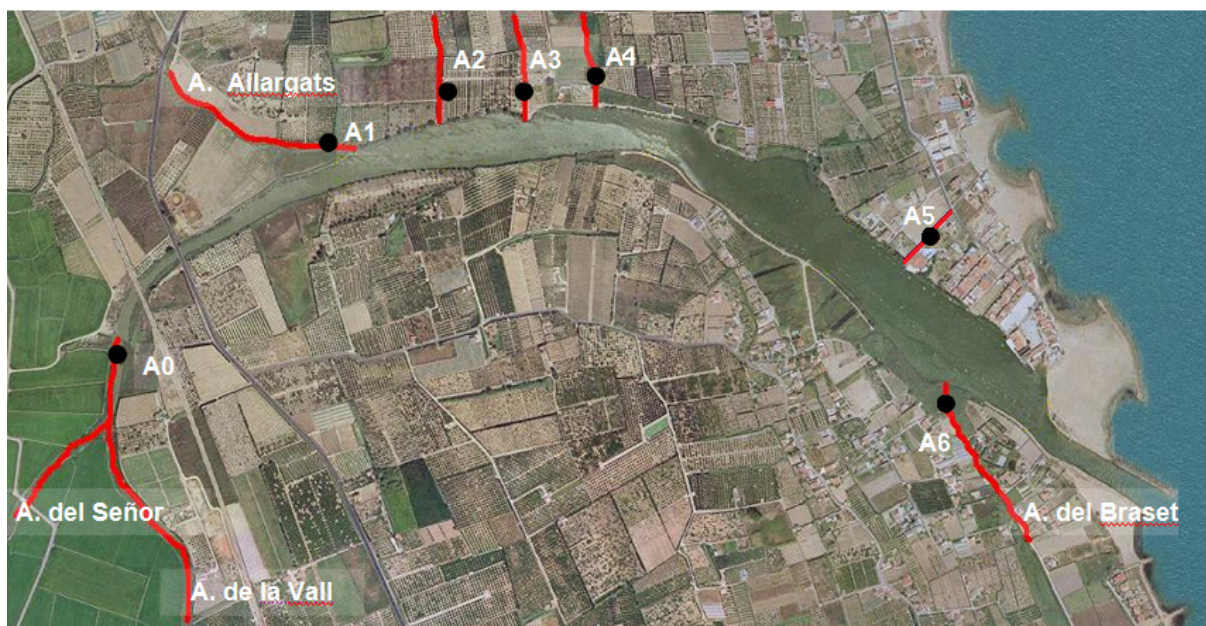


Figura 6.16. Principales acequias que vierten sus aguas en el Estany de Cullera.

NOMEN.	pH	Conductividad (mS/cm)	CLORUROS (mg/l)	AMONIO (µM)	NITRITO (µM)	NO3+NO2 (µM)	NITRATO (µM)	NID (µM)	PSR (µM)	PDT (µM)	PT (µM)	ACORTOS (µM)	Clorofila a (mg/m ³)
Ac 0	7,49	1,5	193	117,5	71,71	272,4	200,7	389,9	0,05	0,81	13,65	43,2	157,73
Ac 1	7,72	1,4	173	170,1	38,86	153,7	114,8	323,7	0,01	0,67	7,13	47,9	148,18
Ac 2	7,50	3,5	285	45,9	9,699	89,7	80,0	135,6	0,47	0,48	2,70	218,3	18,47
Ac 3	7,68	1,6	229	7,9	0,98	7,1	6,2	15,0	2,07	3,25	5,88	59,6	57,79
Ac 5	7,72	1,3	186	10,9	6,23	75,9	69,7	86,8	3,53	4,81	11,17	19,6	174,17
Ac 6	7,43	1,9	241	12,2	2,28	62,4	60,1	74,6	0,10	0,51	3,17	126,6	42,19

Tabla 6.3. Concentración de los distintos parámetros en las acequias que entran al Estany (IIAMA, 2006).

Por tanto no cabe duda que la primera actuación a llevar a cabo sería la creación de una **red de control de calidad de las aguas en cada una de las acequias** que vierten al Estany (ver figura 6.17) para poder determinar si se producen en la actualidad vertidos contaminantes a la red de acequias (tal y como aseguran desde la Asociación de Pescadores Deportivos de Cullera) y tomar las medidas legales oportunas para que cesen de inmediato los vertidos, consiguiéndose de esta forma que no empeore aún más el estado del ecosistema del Estany.

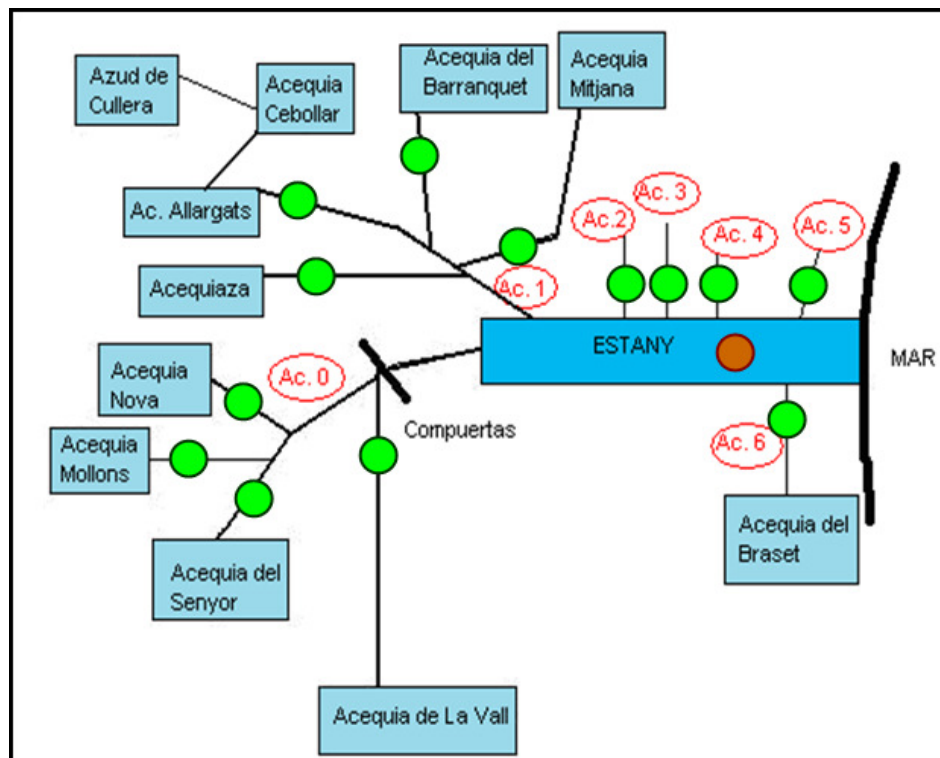


Figura 6.17. Esquema de los puntos de muestreo que deberían existir en las principales acequias que alimentan al Estany (en color verde) y localización del punto de muestreo del trabajo (en color marrón).



6.4.2. Control de la carga interna del Estany.

Es más que evidente que el control del aporte externo no será suficiente para mejorar el estado tan degradado en el que se encuentra actualmente el Estany, así que será necesario si se quiere rehabilitar el ecosistema llevar a cabo también medidas de control de la carga interna y reducir así el reservorio de nutrientes y de metales pesados en el fondo del estuario, pero estas actuaciones han de realizarse con sumo cuidado pues podrían desembocar en una catástrofe ecológica si no se llevan a cabo con las mejores técnicas y bajo la supervisión de personal experto.

En todos los sistemas acuáticos, el sedimento desempeña un importante papel en la dinámica global del ecosistema. El intercambio de compuestos entre los dos compartimentos (agua y sedimento) es uno de los factores que afecta en mayor grado a la composición del agua, y por tanto, indirectamente a los organismos que en ella viven. Este fenómeno es aún más acusado en las lagunas costeras, generalmente con una relación superficie/volumen muy elevada (López, 1986).

En el mes de mayo de 2011 desde el Instituto de Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente (en colaboración con la Universidad Católica de Valencia) se llevó a cabo el análisis de los metales en los sedimentos del Estany de Cullera. Posteriormente también se realizó un muestreo en julio de 2012 pero aún no se disponen de los resultados.

La toma de muestras en ambos casos fue realizada por buceadores, que mediante corers de metacrilato de 20 mL de capacidad, recogieron muestra en los 10 primeros cm de sedimento aproximadamente. El corer se introduce verticalmente en el sedimento y se cierran ambas aberturas, una vez tomada la muestra, con tapones de silicona. Posteriormente se transportan refrigerados hasta el laboratorio y una vez allí se congelan hasta su análisis.

Las muestras de sedimento congeladas son liofilizadas para su secado utilizando un liofilizador ilShin (FD5510). Posteriormente se tamizan para trabajar con la fracción inferior a 2 mm. Los metales pesados son determinados mediante espectrofotometría de absorción atómica, previa digestión ácida con microondas (figura 6.18) siguiendo el método EPA 3051. Para la determinación del Cadmio (Cd), Níquel (Ni), Cromo (Cr) y Cobre (Cu) se utiliza la técnica de espectrofotometría de absorción atómica con cámara de grafito.

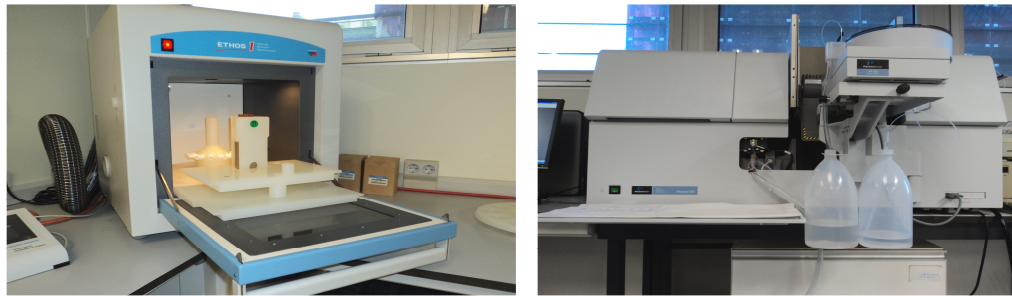


Figura 6.18. Microondas y espectrofotómetro de absorción atómica (IIAMA, 2012).

Por otra parte, debido a que la concentración de Zinc (Zn) presente en las muestras es alta, se analiza mediante la técnica de espectrofotometría de absorción atómica de llama. Finalmente el Mercurio (Hg), Arsénico (As) y Selenio (Se) han sido determinados mediante el método de generación de hidruros (técnica del vapor frío para el Hg). Todas estas analíticas se llevaron a cabo siguiendo los métodos del Standard Methods 21th Edition (APHA 2005). El equipo utilizado para todos los análisis es un espectrofotómetro Analyst 800 de Perkin Elmer con corrector Zeeman (IIAMA, 2012). Los resultados se muestran a continuación en la tabla 6.4.

Cr (mg/Kg)	Cd (mg/Kg)	Ni (mg/Kg)	Pb (mg/Kg)	Hg (mg/Kg)	Cu (mg/Kg)	Zn (mg/Kg)	As (mg/Kg)	Se (mg/Kg)
48.85	0.27	15.48	8.70	0.08	20.87	72.26	11.23	0.15

Tabla 6.4. Concentración de metales pesados (en peso seco) en los sedimentos del Estany (IIAMA, 2012).

En el Real Decreto 60/2011, de 21 de enero, sobre las normas de calidad ambiental (NCA) en el ámbito de la política de aguas, se establece que las concentraciones máximas en sedimentos para mercurio son de 20 $\mu\text{g}/\text{kg}$ (0.02 mg/kg), cantidad cuatro veces superior en el Estany en el 2011. Según las NCA, para el resto de metales la periodicidad de los controles de los sedimentos o la biota deberá ser, como mínimo, cada tres años, salvo que los conocimientos técnicos y el dictamen de expertos justifiquen otro intervalo. Hay que tener en cuenta que los metales pesados son parte fundamental de las fuentes antropogénicas provenientes de desechos domésticos, agrícolas e industriales, los cuales son peligrosos para la biota marina, el hombre y el deterioro ambiental en general. Bajo este escenario, los sedimentos, uno de los principales reservorios de estos elementos, actúan como recursos secundarios de contaminación en el medio ambiente marino (Rubio et al., 1996). De ahí que los metales presentan concentraciones relativamente elevadas en los sedimentos superficiales de las zonas costeras alteradas por el hombre y alteren el equilibrio ecológico y biogeoquímico del ecosistema (Sadiq, 1992).



En este sentido, la determinación de metales en los sedimentos es un buen indicador del origen de los contaminantes en el medio y de los impactos que éstos pueden producir en la biota marina. La biodisponibilidad de metales en los sedimentos tiene una acción directa sobre algunas especies acuáticas, muchas de las cuales acumulan altas concentraciones con efectos crónicos en sus poblaciones (Acosta, 2002).

La presencia en el Estany de Cadmio, Plomo, Cobre y Arsénico alertan de la contaminación antropogénica ya que de forma natural estos metales están en muy bajas concentraciones en el medio ambiente. Además la concentración de ciertos metales como Níquel, Plomo y Cromo, puede utilizarse como indicador del grado y origen de la contaminación que sufre el sistema (Forstner & Wittman, 1979). Así el Níquel y Cromo están asociados al vertido de residuos industriales, mientras que el Plomo refleja un aporte de aguas residuales urbanas (Forstner, 1976). Por lo que respecta a los niveles de Plomo hallados en las muestras de sedimentos, podrían estar en relación con fenómenos asociados a la eutrofización. Según Forstner (1976) las aguas residuales urbanas contienen una elevada cantidad de Plomo, lo que determina una mayor concentración de este metal en el sedimento de sistemas que reciben aportes de este tipo. Asimismo, Paterson (1974) cita elevados niveles de Plomo en las partículas atmosféricas derivadas de la combustión de la gasolina. El depósito de dichas partículas puede contribuir también a aumentar la cantidad de Plomo presente en el sedimento. Los dos fenómenos citados se pueden estar dando en el Estany puesto que es factible que reciba por las acequias aguas desde las urbanizaciones próximas; y además en la zona oeste del estuario se halla la carretera comarcal CV-605 con tráfico rodado.

Debido a los altos niveles de contaminación de las aguas y también de los sedimentos, serán necesarios varios años de investigación y pruebas para lograr aplicar las más novedosas técnicas que actúan de una forma más sostenible en el medio pero que carecen de una larga experimentación. Y aún pudiendo llevarse a cabo las técnicas que se describen a continuación, el plazo necesario para la recuperación y mejora de la masa de agua puede ser muy largo (y dependerá de la velocidad de renovación de las aguas y de la redisolución eventual del fósforo contenido en los sedimentos) y el coste económico será muy elevado, por lo que será necesario un consenso entre organismos locales, autonómicos, estatales y europeos, para lograr entre todos salvar una zona ya por demasiados olvidada.

Como se ha podido ver en el apartado 6.3 del trabajo fin de master, son muchas las voces que exigen el dragado del Estany. El dragado y la descarga del material dragado pueden ser definidos como un proceso artificialmente inducido de erosión, transporte y deposición de los sedimentos (Landaeta, 1995). Es cierto que esta técnica permitiría la remoción de los lodos acumulados en el fondo del Estany pero presenta dos grandes inconvenientes. El primero es que durante la actuación de dragado se producen una serie de impactos negativos, principalmente: aumento de la turbidez, remoción de los organismos vivos presentes en la zona del dragado, disminución de la concentración de oxígeno y suspensión de sedimentos que en muchas ocasiones tienen altas concentraciones de metales pesados y otros contaminantes; estos impactos pueden generar cambios en las características físicas, químicas y biológicas del ecosistema. Y el segundo inconveniente es cómo y dónde llevar a cabo la descarga y el posterior tratamiento del material dragado.

El dragado que parecería más adecuado para el Estany sería el realizado por dragas de succión, pero este tipo de dragas generan dispersión de fangos y de elementos contaminantes contenidos en los sedimentos, así que es necesario pensar en un método más eficaz para dragar los lodos del fondo del estuario.

En septiembre de 2012 se dio a conocer en Vigo el *Proyecto Ecodraga*, un sistema innovador de dragado ecológico para la limpieza por succión de fondos acuáticos. En este proyecto participan la Fundación Cetmar, la consultora Centro de Investigaciones Submarinas, el astillero Nodosa, la empresa Canlemar y las universidades de Vigo y A Coruña. La financiación corre a cargo del Centro para el Desarrollo Tecnológico Industrial.

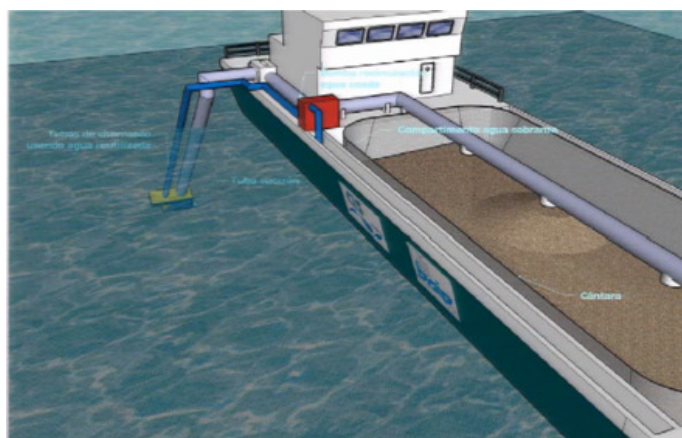


Figura 6.19. Imagen ilustrativa de la Ecodraga (Proyecto Ecodraga, 2012).

El propósito de la investigación es disponer de buques dragadores capaces de minimizar el impacto ambiental de sus actuaciones, tanto en la zona de dragado como en la de vertido y, al mismo tiempo, poder gestionar los materiales contaminados. Aunque ya se está realizando un prototipo, el plazo fijado para completar la iniciativa es en el transcurso del 2014.

Carlos Durán, responsable del Centro de Investigaciones Submarinas, afirma que se trata de un sistema innovador pionero en el mundo (Proyecto Ecodraga, septiembre 2012), ya que va varios pasos más allá de los trabajos que se realizan en Holanda que es hoy la vanguardia en este tipo de proyectos y que acabará con gran parte de la contaminación que provoca el movimiento de arenas y fangos en el lecho acuático. Durán explicó que a los problemas que provoca el trabajo de las dragas (remueven el fondo y levantan y esparcen los sedimentos que en muchas ocasiones tienen altas concentraciones de metales pesados y otros contaminantes con el consiguiente peligro para los peces) hay que sumarle que la actividad que desarrollan estas embarcaciones es poco efectiva y muy cara ya que las personas que las manejan lo hacen prácticamente a ciegas, por lo que no saben si están quedándose cortos o, por el contrario, se pasan en la retirada de material. Ecodraga acabará también con esa ceguera, ya que se incorporará a las dragas un sistema de visión que permitirá trabajar al milímetro.

El proyecto, que ya cuenta con dos patentes, consiste en montar en la draga, junto al *sistema de succión* (figura 6.20) un *sistema de retorno* al subsuelo marino del agua de dragado que sube a la embarcación y cae sobre el compartimento de agua sobrante, de ahí es dirigida hacia el tubo de chorreado gracias a la bomba de propulsión llevándola de nuevo al fondo acuático lográndose un circuito cerrado (figura 6.21). Con esto se evita el rebose por los costados de la cántara y la generación de turbidez y dispersión de contaminantes en el agua en la zona de dragado.

Por otra parte, la arena, lodos y otros sedimentos se van depositando en una gran malla textil que luego se vierte en zonas habilitadas para este tipo de descargas, una especie de basureros marinos (figura 6.22). Por tanto, el material dragado (que en muchos casos puede ser contaminante) será compactado y cerrado, pudiéndose sellar geológicamente para que no esté a disposición de la fauna y flora (evitando también la dispersión de este material). Un tercer paso será la regeneración de dichos basureros mediante un manto de arena descontaminada.

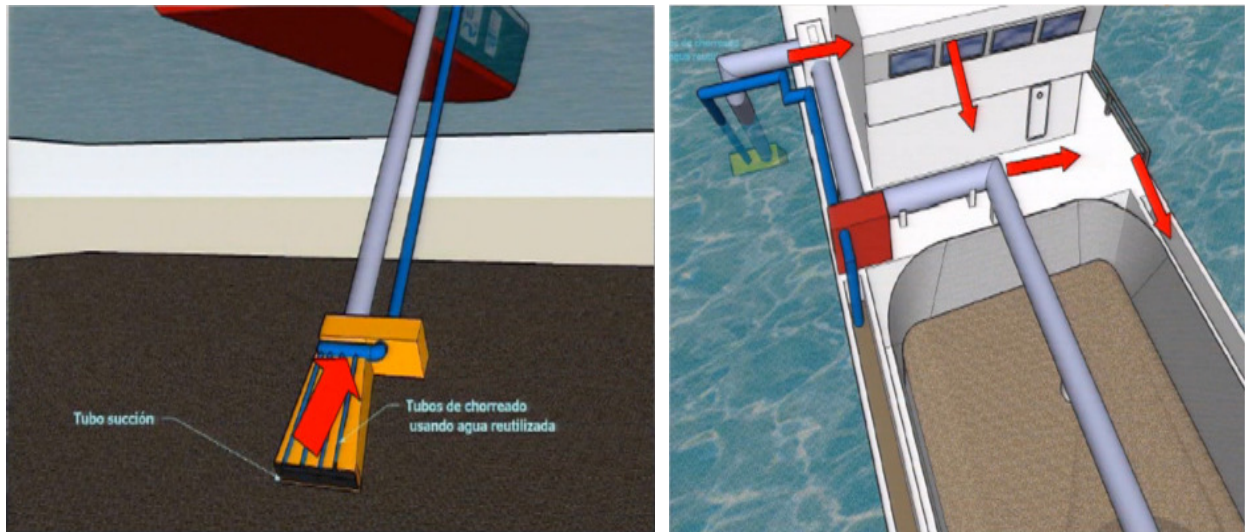


Figura 6.20. Sistema de succión de la Ecodraga. Los contenidos de la draga se dirigen a la cántara. (Proyecto Ecodraga, 2012).

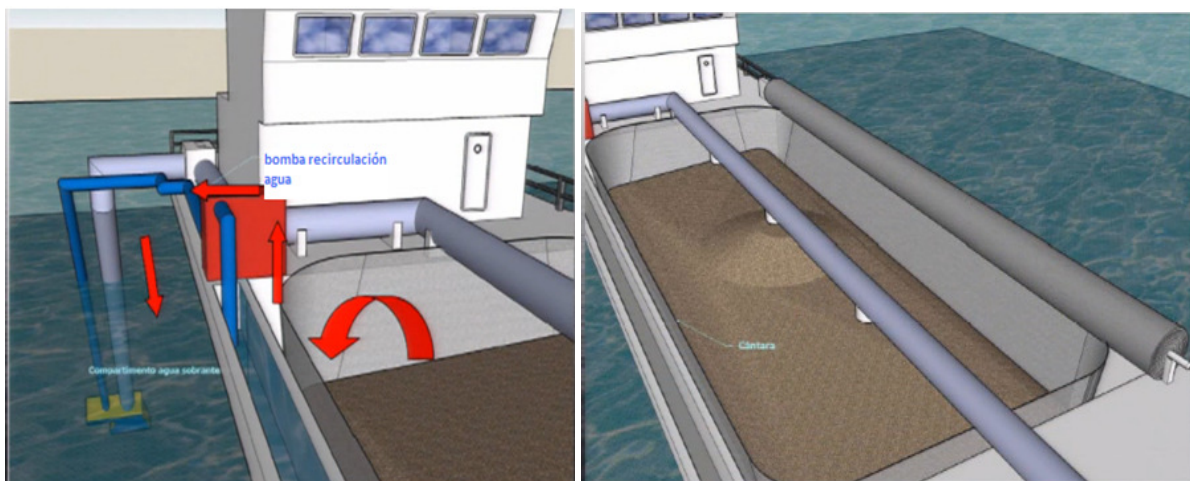


Figura 6.21. Sistema de retorno al subsuelo acuático del agua de dragado. El material dragado quedará dentro de la cántara y el agua de dragado se recuperará y volverá al fondo. (Proyecto Ecodraga, 2012).

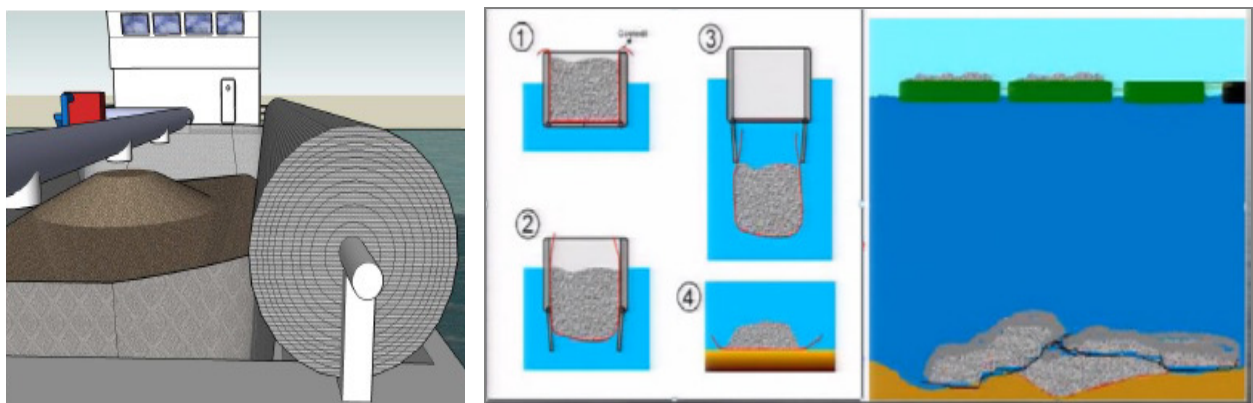


Figura 6.22. El material dragado se compacta y se tapa con malla textil. Posteriormente se vierte en zonas habilitadas para estas descargas (Proyecto Ecodraga, 2012).

El astillero Nodosa (Marín), especializado en la construcción de dragas, es el encargado de hacer el prototipo de la Ecodraga. El proyecto de draga ecológica surgió de una iniciativa anterior en la que el Centro de Investigaciones submarinas tradujo en sendas patentes.

Las ventajas de la Ecodraga se resumen a continuación:

- Reducción de la turbidez y aumento de la precisión en las tareas de dragado: para lograr este objetivo se desarrollaran nuevos cabezales de dragado por succión que incorporarían sistemas de control de dragado basado en tecnologías acústicas que permitan visualizar la acción del dragado y extraer los sedimentos con precisión por capas o áreas de interés para segregar en el dragado distintos materiales según composición, tamaño de grano, grado de contaminación etc.
- Control del rebose del agua de la cántara durante los trabajos de extracción: mediante el desarrollo de un sistema rebose en circuito semicerrado que evitaría la generación de turbidez y dispersión de contaminantes en toda la columna de agua en el área de dragado.
- Gestión ecológica de los materiales vertidos en función de su caracterización (tamaño de partícula y grado de contaminación): para lograr este objetivo se ha desarrollado un sistema de descarga a mar abierto con capacidad para aislar materiales contaminados. Este sistema evitaría la generación de turbidez y dispersión de contaminantes en toda la columna de agua en el área de vertido.

Por tanto es evidente que para un ecosistema tan profundamente dañado y de alto valor ecológico como el Estany, será necesario acudir a estas técnicas más avanzadas y con menor impacto ambiental para lograr el dragado de la zona. Por otro lado, como con la Ecodraga se logra una mayor precisión en las tareas de dragado (gracias a su sistema de visión), uno de los objetivos que se perseguiría con el dragado, sería la recuperación de los yacimientos de agua (llamados “ullals”) ubicados en la zona sur del Estany. Recordemos que según los miembros de la Asociación de Pescadores Deportivos de Cullera, estos yacimientos se encuentran desde hace años tapados por lodos, por lo que se impide la entrada de las corrientes subterráneas al Estany produciéndose un mayor estancamiento de las aguas.

Hay que tener en cuenta que según el Proyecto Ecodraga; los sedimentos dragados se van depositando en una gran malla textil que luego se vierte en zonas habilitadas para este tipo de descargas. Pero habrá que determinar en el caso de los materiales de dragado del Estany, cuales serán las mejores técnicas de gestión y los mejores medios receptores. Para ello es conveniente seguir la guía de *“Recomendaciones para la Gestión del Material Dragado”* (RRGMD), publicada por el Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas (CEDEX, 1994) cuya aplicación es acordada en Mayo de 1994 por las Administraciones implicadas en este tema y que se han venido utilizando de forma regular desde entonces. Estas recomendaciones fueron redactadas por el grupo de autoridades representantes de los distintos sectores de interés y, en general, siguen las guías establecidas por el Convenio de Londres para el vertido de material de dragado (IMO, 1998), así como otros convenios y tratados que afectan a España a nivel regional (OSPAR, Barcelona, Helsinki).

Aunque estas recomendaciones (RRGMD) contemplan como primera opción el reciclado de este tipo de materiales, están fundamentalmente enfocadas a la regulación del vertido de materiales de dragado al medio marino en función de su calidad y son de aplicación siempre, ya sea necesaria la declaración de impacto ambiental o no. De forma resumida estas recomendaciones utilizan una serie de guías químicas para la evaluación de la calidad de sedimentos que son comparadas con los resultados de los análisis químicos y permiten autorizar o no el vertido, aunque actualmente están en proceso de revisión (Casado, 2006).

Los estudios requeridos para la gestión de los materiales en las RRGMD incluyen un resumen del proyecto y de las características de la zona a dragar, la caracterización de los sedimentos y un estudio comparativo de las distintas alternativas de vertido. El procedimiento para la autorización del vertido al mar de dragados portuarios incluido en las RRGMD (figura 6.23) tiene como punto de inicio la caracterización del proyecto y de la zona a dragar (tipo y duración del dragado, técnicas de extracción y vertido de los materiales, definición de la zona a dragar, etc.) y la revisión de toda información disponible que pueda ser útil para autorizar o no el vertido al mar. Si el dragado es de pequeña envergadura o si está compuesto fundamentalmente por arenas o gravas, no sería necesaria una mayor caracterización de los sedimentos para obtener el permiso de vertido al mar.

También las evidencias de fuentes directas o difusas de contaminación en la zona pueden ser suficientes para decidir que el vertido al mar no es la opción más adecuada, y en este caso no sería necesaria una mayor caracterización de los sedimentos para su posterior gestión. Cuando no se dispone de información suficiente para la toma de decisiones, se deberán llevar a cabo los estudios necesarios para poder establecer si el vertido al mar puede ser autorizado. Para simplificar la gestión y agilizar el sistema de permisos necesarios según estas recomendaciones se establecen tres categorías de materiales de dragado “en función de los efectos de naturaleza química y/o biológica que pueden producir en la biota marina”:

- *Categoría I* para aquellos materiales cuyas concentraciones de contaminantes son bajas o cuyos efectos bioquímicos en la flora y fauna son nulos o prácticamente insignificantes. Para estos materiales de dragado se permite el vertido libre al mar, aunque considerando los posibles efectos mecánicos.
- *Categoría II* para los materiales con concentraciones moderadas de contaminantes. Estos pueden ser vertidos de forma controlada previa autorización especial, y en todos los casos se debe llevar a cabo una adecuada selección de la zona de vertido en función del impacto y un programa de vigilancia ambiental siguiendo las indicaciones incluidas en las citadas Recomendaciones.
- *Categoría III* para los materiales con concentraciones elevadas de contaminantes. Estos materiales deben ser aislados o tratados adecuadamente según las indicaciones incluidas en las RRGMD. Dentro de ésta se pueden distinguir dos subcategorías en función del grado de contaminación y que van a determinar el grado de aislamiento necesario. Este tipo de medidas de aislamiento pueden ser de tipo blando o duro según permitan o no el intercambio de las aguas lixiviadas con el medio receptor.

En el caso del Estany de Cullera, sabemos que los sedimentos contienen metales pesados (como se vio en la Tabla 6.4) por lo que los materiales dragados pertenecerán a esta última categoría. Según lo establecido por el CEDEX, para todos los materiales de dragado que pertenezcan a la categoría III (conforme los resultados analíticos), se realizará un estudio sobre la conveniencia de efectuar el vertido en tierra o en mar. Dicho estudio tendrá como objetivo adoptar uno de estos dos medios receptores, lo cual servirá como base para desarrollar, en estudios posteriores, una solución o técnica de gestión ambiental segura.

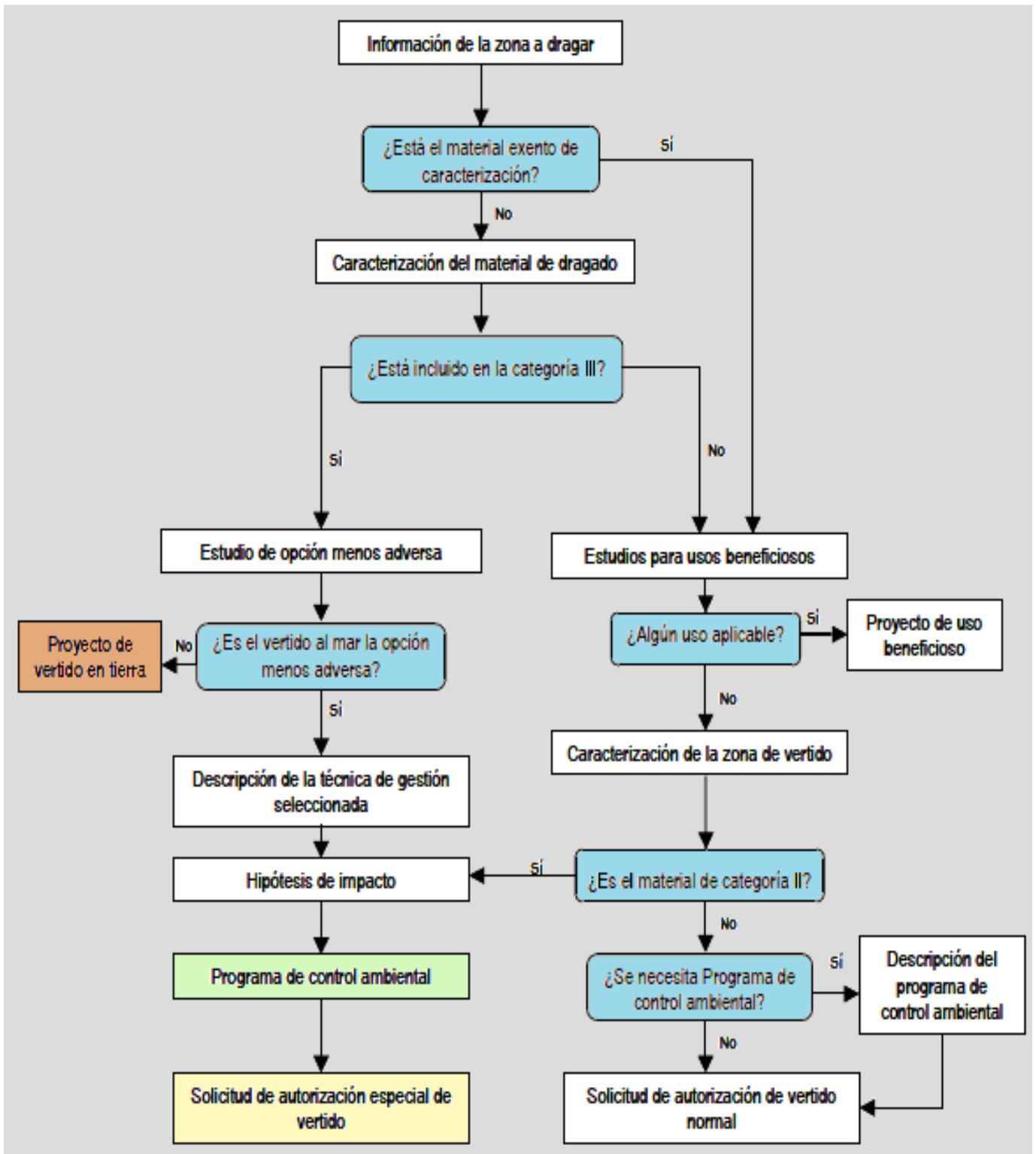


Figura 6.23. Procedimiento para la gestión de materiales de dragado en España (CEDEX, 1994).

A continuación se detallan las técnicas de aislamiento y tratamiento que se deben realizar a los vertidos en el caso de que el material dragado pertenezca a la categoría III (con concentración elevada de contaminantes):



Para el vertido en MAR:

a) Técnicas de aislamiento blando:

* *Confinamiento subacuático*: Existen tres modalidades de confinamiento: Vertido directo del material contaminado sobre el lecho marino y posterior cobertura con materiales limpios; Excavación previa de una fosa, relleno de la misma con el material contaminado y cobertura con aporte de materiales limpios procedentes del estrato superior del dragado de la fosa. Y creación de un recinto submarino sobre el lecho marino.

* *Vertido en recinto*: Los recintos se sitúan en zonas intermareales o en aguas someras. Las paredes del recinto deberán impedir la fuga de la fracción fina de los materiales almacenados.

b) Técnicas de aislamiento duro:

* *Vertido en recintos*: Construidos para el almacenamiento de productos contaminados, con paredes impermeables y dispositivos que permitan controlar la fuga de lixiviados.

* *Tratamiento "on-line"* y vertido en condiciones ambientalmente seguras en función del tipo de tratamiento.

Para el vertido en TIERRA:

a) Técnicas de aislamiento:

* *Vertedero controlado*: El relleno de la fosa o recinto creados a tal efecto podrá ser hidráulico o mecánico. El aislamiento será blando o duro dependiendo del tipo de recinto.

b) Técnicas de tratamiento:

* *Solidificación Inertización*: Mediante adición de reactivos químicos al material dragado y logrando una escasa o nula biodisponibilidad de los contaminantes.

* *Tratamiento térmico*: Sólo aplicable a los materiales dragados contaminados con sustancias orgánicas combustibles o térmicamente degradables.

* *Separación física* de la fracción gruesa no contaminada de la fina (esta técnica esta basada en el efecto del tamaño de partícula). Se emplean hidrociclones u otras tecnologías, obteniéndose en todo caso cierto volumen (este volumen dependerá de la eficacia del equipo utilizado y de la granulometría del material original) de material altamente contaminado que deberá ser convenientemente gestionado.

Para la adopción de uno u otro medio receptor del material dragado en el Estany, deberán evaluarse las ventajas e inconvenientes de cada una de las técnicas de gestión asociadas a cada una de aquellas. Para ello se tendrá en cuenta, como mínimo, lo siguiente:

- Comportamiento químico de los tipos genéricos (metales pesados, compuestos orgánicos, degradabilidad, toxicidad, etc) de contaminantes contenidos en el material dragado. Para el vertido en tierra deberá considerarse además el contenido en NaCl (salinización de acuíferos).
- Viabilidad técnica de la ejecución, tanto en lo referente a situación geográfica como en lo referente a disponibilidad y aplicabilidad de los equipos que fuesen necesarios durante la ejecución.
- Complejidad y duración del programa de seguimiento y vigilancia ambiental.
- Grado de seguridad ambiental de la técnica preseleccionada.
- Costes derivados de su puesta en práctica y mantenimiento.

Además del dragado, otra forma de controlar la carga interna que podría ser usada en el Estany, es aislar químicamente el sedimento a través de su oxigenación, ya que como se comentó en el apartado 6.2.2, al introducir oxígeno disuelto al sedimento se logra la descomposición de la materia orgánica acumulada de manera aeróbica. Por otra parte, en presencia de oxígeno la mayoría de los compuestos que contienen fósforo son insolubles (el fósforo queda retenido en el sedimento en contacto con el oxígeno). En ecosistemas acuáticos profundos la oxigenación del sedimento se logra mediante la instalación de equipos de circulación de agua que previenen los procesos de estratificación.

La instalación de aireadores de superficie o sumergidos en lagos o estanques de hasta 5 metros de profundidad es una tendencia global en auge. Esto se debe en gran medida a la circulación vertical creada por los aireadores, que es la más adecuada para introducir oxígeno disuelto en el agua. Dicha circulación ayuda a mantener el equilibrio ecológico, que garantiza a su vez un mínimo de calidad del agua (Rain Bird, 2013). Cuando se altera el equilibrio ecológico de un lago o estanque, los efectos o síntomas no tardan en hacerse patentes: acumulación de algas; mayor crecimiento de bacterias; olor desagradable y merma de las poblaciones de peces entre otros (ver figura 6.24).

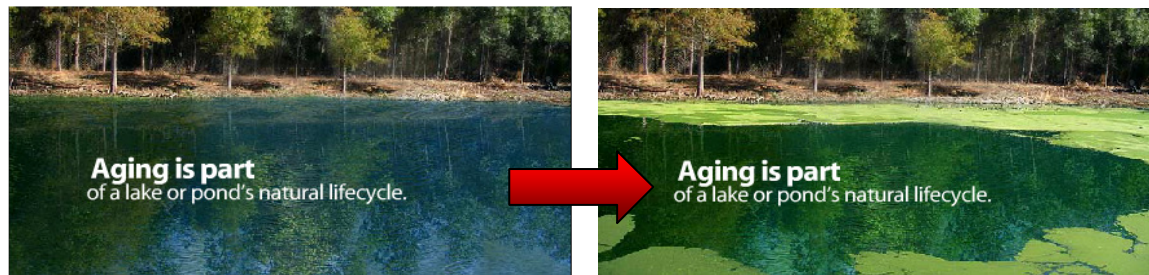


Figura 6.24. Alteración del equilibrio ecológico del ecosistema acuático. (Rain Bird, 2013).

Los aireadores mantienen con eficacia el equilibrio ecológico de lagos o estanques de hasta 5 metros de profundidad. Gracias a la introducción de oxígeno disuelto en el agua y a las corrientes resultantes, que permiten reducir la estratificación, los sistemas de aireación tienen una serie de efectos benéficos, tanto de orden ecológico, como económico y estético, al actuar sobre tres factores:

- Oxígeno: introduciendo oxígeno para airear el agua, se estimula la digestión aeróbica de los nutrientes, reduciéndose de forma significativa la acumulación de sedimentos y lodo.
- Nutrientes: la oxidación y la reducción de la estratificación permiten mantener bajo control los nutrientes que pudiesen ser dañinos
- Temperatura: la combinación de una superficie más caliente que el fondo y el oxígeno disuelto reduce la estratificación para reforzar el equilibrio ecológico obtenido al introducir dióxido de carbono en los niveles inferiores.

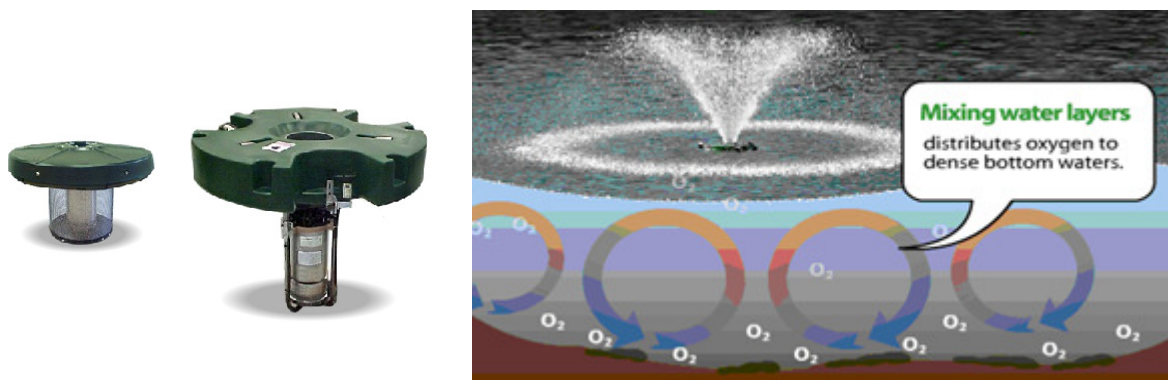


Figura 6.25. Modelos de aireadores y forma de actuación en un ecosistema acuático. (Rain Bird, 2013).

El número de aireadores necesarios dependerá del área que queramos someter a aireación, la profundidad de cada zona, la calidad del agua y la climatología. En el caso del Estany sólo es factible la aplicación de esta técnica tras un dragado (parcial o total) debido a su elevado nivel de deterioro ecológico actual. Por tanto podría aplicarse como una técnica de mantenimiento de las condiciones logradas tras el dragado.

6.4.3. Medidas para reducir el impacto ambiental del “Plan de Actuaciones frente a las inundaciones de la Ribera del Júcar”.

Tal y como se vio en el punto 6.3.2 del trabajo, desde la CHJ se quiere realizar dentro del marco del Plan contra avenidas del Júcar una serie de actuaciones que afectarán al Estany de Cullera. Es cierto que a pesar de las actuaciones realizadas en 1985, persiste un considerable riesgo de inundación en la zona ya que una de las salidas naturales del agua al mar en caso de que se produzca una avenida en el río Júcar será sin duda el Estany de Cullera, pero estas actuaciones suponen un daño irreparable en el ecosistema del Estany. Es necesario recordar que tal y como se explicó en el punto 3.3 del trabajo fin de master, el Estany ya sufrió un gran impacto ambiental con las medidas tomadas tras la rotura de la presa de Tous en 1982, puesto que se realizaron una serie de obras (se retiró el cordón dunar litoral y se construyeron las escolleras que existen en la actualidad en la costa) que hicieron que el Estany se abriera al mar y se transformara en un medio más marino.

Aunque la nueva alternativa de la Confederación Hidrográfica del Júcar (conocida como Alternativa G) supondría un menor impacto ambiental que la alternativa inicial (Alternativa B) ,ya que se reduce considerablemente la actuación en su desembocadura, dicho impacto sería aún demasiado elevado. Por tanto si se lleva a cabo la actuación prevista por la CHJ en el Estany, se corre el riesgo de perder para siempre el ecosistema de la zona ya que la ampliación de la desembocadura de los 45 metros actuales hasta los 65 metros, supondría sin duda una mayor entrada de agua salada en el estuario, con todas las consecuencias ecológicas que esto conllevaría.

Viendo las siguientes imágenes (figura 6.26) se hace patente que en el caso de que se produjera una avenida, cuando el agua llegara al Estany los dos diques que existen en la actualidad en su desembocadura frenarían la salida del agua produciendo inundaciones en la zona, por eso en el Plan contra avenidas (tal y como se puede apreciar en la imagen de la izquierda) se propuso construir un nuevo dique desplazado del existente al norte de la desembocadura y rebajar el dique sur hasta la cota de la playa.



Figura 6.26. En la imagen izquierda aparecen las medidas que la CHJ quiere hacer en la desembocadura del Estany y en la imagen derecha la nueva alternativa propuesta (diques de tipo natural).

No obstante, en una entrevista personal, Juan Marco Segura (catedrático de Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente de la UPV y uno de los expertos que fueron convocados por la CHJ para realizar una valoración crítica del nuevo Plan contra avenidas del Júcar) explicó que una alternativa que no implicaría la ampliación de la desembocadura sería la construcción de dos nuevos *diques* en la misma ubicación que los actuales, pero *de tipo natural en su superficie* (figura 6.27). La idea es que los nuevos diques sean de hormigón en su parte basal (hasta la cota 0) y en superficie sean de tierra y estén recubiertas por vegetación. De esta forma en caso de una gran avenida, la parte superficial del dique desaparecería favoreciendo la salida del agua al mar y evitando las inundaciones que es el objetivo que se persigue con las actuaciones que quieren realizarse desde la CHJ en la desembocadura del Estany. Además con este tipo de diques se minimizaría el impacto visual que producen los diques actuales.

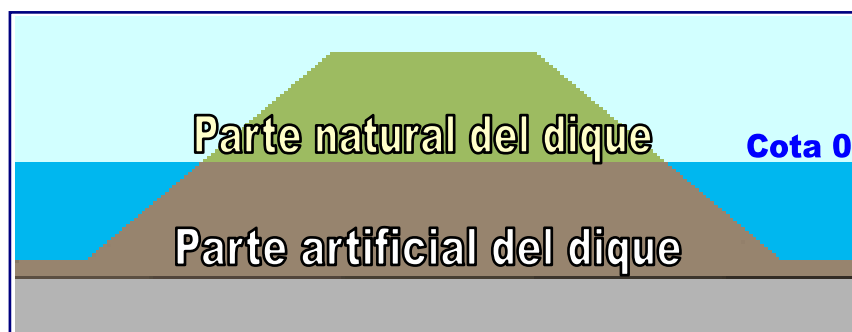


Figura 6.27. Esquema de un dique de tipo natural en su superficie (y de hormigón en su parte basal) que no impide el paso del agua en caso de avenida.

7. CONCLUSIONES.

1. En el ecosistema del Estany de Cullera, **el cambio de los parámetros físicos, químicos y biológicos está principalmente relacionado con la interacción agua dulce-agua salada**, lo que depende mayoritariamente de los factores naturales, de los patrones de precipitación y de la regulación antropogénica de flujos de agua en los canales.
2. El Estany se comporta como un **estuario estratificado con una cuña salina durante todo el año**. Esta estratificación se forma a partir de los aportes de agua dulce procedentes principalmente de las acequias de riego que vierten sus excedentes al estuario (siendo de gran relevancia el ciclo del arroz); y de la entrada de agua marina a través de la boca que por su mayor densidad permanece en el fondo. **El espesor de la capa de agua dulce superficial aumenta cuando lo hacen las entradas de aguas dulces** al Estany, por ese motivo en los muestreos de julio y de octubre se detectó una haloclina muy marcada en la columna de agua indicando una mayor estratificación salina, coincidiendo en el caso del muestreo de julio con los retornos de agua de riego de los cultivos cercanos al Estany (puesto que se intensificó el período de riego y fertilización en verano) y con un período de abundantes precipitaciones en el caso del muestreo de octubre.
3. Las campañas de muestreo de **mayo y julio presentan condiciones de anoxia/hipoxia en las capas más profundas** de la columna de agua. Esto es seguramente debido a la mineralización de la materia orgánica acumulada en el fondo del estuario que acelera el consumo de oxígeno. Esta **alta concentración de materia orgánica es consecuencia de la elevada entrada de nutrientes a través de las acequias** que lo alimentan (coincidiendo con el periodo de mayor fertilización y riego de los campos de arroz) y de la falta de caudales punta que entren en la cabecera del Estany, generándose un sistema estuarino estratificado anóxico en primavera y verano (con concentraciones inferiores 1 mgL^{-1} de O.D), reduciéndose la calidad ambiental de la masa de agua.

4. Aunque existe un patrón estacional vinculado a entradas de agua dulce y marina, el **principal factor ambiental que afectan la distribución de nutrientes** a lo largo de la columna de agua **es la presencia de las condiciones de anoxia/hipoxia**, pudiéndose observar patrones similares de nutrientes en primavera y verano (donde se detectan un aumento de los valores de amonio, PT, PSR y ácido ortosilícico en las capas más profundas, como consecuencia del proceso de descomposición y mineralización de la materia orgánica) difiriendo de los obtenidos en invierno y otoño.
5. Los **valores más altos de clorofila a** (que indican mayores concentraciones de biomasa de fitoplancton) se encuentran siempre **en una capa de agua intermedia** situada entre 0,5 y 1,5 m de profundidad. Este patrón también se aprecia en los gráficos de densidades celulares de los principales grupos de fitoplancton que se encuentran en la estación de muestreo del Estany de Cullera. Esta franja de la columna de agua con valores más altos de clorofila a , corresponde a la zona de la columna de agua donde penetra la luz y donde la haloclina está más marcada. Es en esta zona donde se produce una **acumulación de fitoplancton superficial que sedimenta y queda retenido** temporalmente en la interfase por el aumento en la densidad del fluido.
6. Al analizar la composición de fitoplancton y su relación con los factores ambientales a través de un Análisis de Redundancia (utilizando el paquete CANOCO), se comprueba que los **principales factores que controlan la dinámica de la comunidad de fitoplancton son la temperatura, el oxígeno disuelto, los nitritos y la salinidad**.
7. Los **grupos más abundantes de fitoplancton** en el Estany de Cullera son **Diatomeas, Chlorophyceae y Cryptophyceae**. Las Diatomeas y *Cyanophyceae* responden positivamente a la temperatura, mientras que *Cryptophyceae*, *Dinophyceae* y *Prasinophyceae* responden a altas salinidades y a elevados valores de oxígeno disuelto. Además, el picoplancton se correlaciona inversamente con las concentraciones de nutrientes.

8. A la vista de los resultados de este trabajo fin de master, parece bastante **poco probable el cumplimiento de la Directiva Marco del Agua en el año 2015**, ya que hoy por hoy el Estany de Cullera es un ecosistema alterado y de baja calidad ambiental.
9. Las **medidas de rehabilitación del ecosistema llevadas a término** hasta la fecha para mejorar la calidad del Estany **son nulas**, aunque es cierto que **existen diversas propuestas** iniciadas principalmente desde la Asociación de Pescadores Deportivos de Cullera. Este colectivo ha denunciado en repetidas ocasiones la presencia de lodos contaminantes en el fondo del Estany que generan un ambiente de anoxia que impide el mantenimiento de la elevada biomasa piscícola que se existía años atrás y que es una clara señal de alerta de las pésimas condiciones en las que se encuentra el ecosistema.
10. La marjal derecha del Júcar, en la que se incluye el Estany de Cullera, actúa como zona de desagüe en época de avenidas, por ese motivo **la Confederación Hidrográfica del Júcar** dentro del *Proyecto de Actuaciones de Mejora del Drenaje en la Marjal del Sur en la Ribera Baja del Júcar*, **plantea una serie de actuaciones algunas de las cuales afectan a la desembocadura del Estany**. Estas actuaciones persiguen el objetivo de mejorar la capacidad de desagüe del Estany y así facilitar la salida del agua de lluvia en caso de avenidas, pero podrían dañar para siempre el equilibrio del ecosistema al ocasionar una mayor entrada de agua salada en el estuario.
11. Las mejores alternativas para la rehabilitación del ecosistema del Estany de Cullera son en primer lugar el **control de la carga externa gracias a una red de control de la calidad de las aguas** con puntos de muestreo en cada una de las acequias que desembocan en el Estany (lo que permitiría llevar a cabo actuaciones legales en el caso de se incumpla la normativa vigente de vertidos y de calidad de las aguas). **Y el control de la carga interna**, para lo cual parece imprescindible realizar una acción de **dragado de fondos** y una vez eliminados los lodos acumulados (causantes de las condiciones de anoxia en las capas más profundas de la columna de agua y de la obstrucción de los yacimientos por los que emergen las aguas subterráneas) sería conveniente favorecer el mantenimiento de las condiciones logradas con **una oxigenación artificial de las aguas**.

- 12. El dragado produce una serie de impactos negativos** que pueden generar cambios en las características físicas, químicas y biológicas del ecosistema. Además, la descarga y el posterior tratamiento del material dragado también puede generar un impacto ambiental y más si los materiales de dragado están contaminados con metales pesados como están los lodos del fondo del Estany. Por ello se hace imprescindible usar las técnicas más avanzadas y respetuosas para el medio ambiente, es el caso del **“Proyecto Ecodraga”** que consiste en el diseño de **buques dragadores capaces de minimizar el impacto ambiental de sus actuaciones**, tanto en la zona de dragado como en la de vertido y, mismo tiempo, **con capacidad para gestionar materiales contaminados**. Este proyecto aún está en fase de experimentación y serían necesarias una serie de pruebas antes de poder utilizarlo en las aguas del Estany. Además es **imprescindible realizar una caracterización de los sedimentos** y un estudio comparativo de las distintas alternativas de vertido (para ello sería conveniente seguir la guía de *“Recomendaciones para la Gestión del Material Dragado”* del CEDEX).
- 13.** Una alternativa factible para no tener que llevar a cabo la ampliación de la desembocadura del Estany (propuesta por la CHJ para evitar inundaciones en el ribera del Júcar), sería la **construcción de dos nuevos diques en la misma ubicación que los actuales, pero de tipo natural en su superficie** y de hormigón en su parte basal (hasta la cota 0). Con esta idea propuesta por el catedrático Juan Marco Segura, si se produjera una gran avenida la parte superficial del dique desaparecería favoreciendo la salida del agua al mar y evitando las inundaciones.
- 14.** A la vista de todo lo anterior queda claro que **es necesaria una intervención de rehabilitación en el Estany de Cullera** ya que si no se actúa pronto se perderá para siempre un ecosistema con un elevado valor ecológico y paisajístico. Por desgracia se trata de un entorno que a sus problemas ambientales suma los económicos actuales y también los administrativos, así que es prioritario en primer lugar llegar a un consenso entre los distintos organismos (a nivel local, regional, nacional y europeo), con el fin de que las dudas existentes sobre las competencias sobre el Estany de cada administración no sirvan de excusa para no actuar en consecuencia.

8. BIBLIOGRAFÍA.

Acosta, V., Lodeiros, C., Senior, W and Martínez, G. (2002) Niveles de metales pesados en sedimentos superficiales en tres zonas litorales de Venezuela. Interciencia, 27(20): 1-6.

Agencia Estatal de Meteorología. AEMET. [Consultado 12-11-2012]. Disponible en: ftp://ftpdatos.aemet.es/series_climatologicas/valores_diarios/estacion/. December.

Aleem, A.A. (1980) Contributions to the study of the marine algae of the Red Sea. IV - Algae and seagrasses inhabiting the Suez Canal. Bulletin of the Faculty of Science King Abdul Aziz University 4: 31-89.

Andersen, J.H., Conley, D.J. y Hedal, S. (2004) Paleoecology, reference conditions and classification of ecological status: the EU Water Framework Directive in practice. Marine Pollution Bulletin, 49: 283-290.

APHA. (1998) Standard methods for the examination of water and wastewater, 20th edition. Washington, DC: American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation.

Bendschneider, K. y Robinson, R.J. (1952) A new spectrophotometric determination of nitrite in sea water. Journal of Marine Research, 2: 87-96.

Biopix. Banco de Fotografías de plantas y animales. [Consultado 09-11-2012]. Disponible en: <http://www.biopix.es/>

Bohigues, A. (2013) Com. pers. Presidente del Club de Pescadores Deportivos de Cullera.

Borja, A., Franco, J., Valencia, V., Bald, J., Muxika, I., Belzunce, M.J. y Solaun, O. (2004) Implementation of the European Water Framework Directive from the Basque Country (Spain): a methodological approach. Marine Pollution Bulletin 48: 209-218.

Borja, A. (2005) The European Water Framework Directive: A Challenger for nearshore, coastal and continental shelf research. Continental Shelf Research, 25: 1768-1783.

Brogueira, M.J., Oliveira, M.R. and Cabeçadas, G. (2007) Phytoplankton community structure defined by key environmental variables in Tagus estuary, Portugal. Mar Environ Res 64: 616-628.

Caljon, A. (1983) Brackish-water phytoplankton of the Flemish lowland. Dr W. Junk Publishers, The Hague. ISBN 90-6193-769-8.

Cameron, W.M. and Pritchard, D.W. (1963) Estuaries: In The Sea. Ed. MN Hill, Vol.2, Wiley, New York, 306-324.

Caroppo, C. (2000) The contribution of picophytoplankton to community structure in a Mediterranean brackish environment. J Plankton Res 22, 381–397.

Casado Martínez, MC. (2006) Caracterización de material de dragado optimizando un método integrado de evaluación de la calidad ambiental Facultad de Ciencias del Mar y Ambientales de la Universidad de Cádiz. Grupo de Investigación del Plan Andaluz de Investigación de Oceanografía y Contaminación del Litoral. 5-7.

Casazza, G., López y Royo, C. y Silvestri, C. (2004) Implementation of the 2000/60/EC Directive, for coastal Waters, in the Mediterranean ecoregion. The importance of biological elements and of an ecoregional co-shared application. Biol. Marine. Medit., 11: 12-24.

CEDEX (2004) Recomendaciones para la Gestión del Material Dragado. Centro de Estudios y Experimentación de Obras Publicas Ministerio de Obras Públicas, Transportes y Medio Ambiente.

Confederación Hidrográfica del Júcar. C.H.J. (2003) Memoria-resumen del proyecto de actuaciones de mejora del drenaje del marjal del sur en la Ribera baja del río Júcar (Valencia). Ministerio de Medio Ambiente.

Confederación Hidrográfica del Júcar C.H.J. (2012) Documento resumen del proyecto de actuaciones frente a inundaciones en la Ribera del Júcar. Documento nº 1. Participación pública. Ministerio de Medio Ambiente.

**Conselleria d'Infraestructures, Territori y Medi Ambient. [Consultado 06-11-2012]. Áreas de actuación. Comunitat Valenciana. Estany Gran de Cullera. Disponible en:
<http://www.cma.gva.es/web/indice.aspx?nodo=72145&idioma=C>**

Conselleria de Medi Ambient, Aigua, Urbanisme I Habitatge. Generalitat Valenciana. Dirección General de Territorio y Paisaje (2011) Propuesta del Plan de Acción Territorial de Infraestructura Verde y Paisaje. Doc V. Normativa. 11-24.

Conselleria de Medi Ambient, Aigua, Urbanisme i Habitatge. Generalitat Valenciana. Dirección General de Territorio y Paisaje (2012) Ley 11/1994, de Espacios Naturales Protegidos de la Comunitat Valenciana. DOGV núm. 2423, de 09.01.95

Cooper, S. R. (1995) Chesapeake Bay watershed historical land use: impact on water quality and diatom communities. Ecological Applications 5 (3): 703-723.

Cloern, J.E. (2001) Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. Mar Ecol Progr Ser 210: 223–53.

Davies, J.H. (1964) A morphogenetic approach to world shorelines. Z. Geomorphol. 8, 127-142.

Directiva Marco del Agua 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.

Dyer, K.R. (1997) Estuaries: a physical introduction. 2nd Edition. John Wiley & Sons Ltd, West Sussex.

ECODRAGA. El Proyecto Ecodraga. Centro para el Desarrollo Tecnológico Industrial (CDTI). [Consultado 17-04-2013]. Disponible en: <http://www.ecodraga.es/>

Entitat de Sanejament d'Aigües. EPSAR. Conselleria d'Agricultura, Pesca, Alimentació i Aigua. [Consultado 15-02-2013]. Disponible en: <http://www.epsar.gva.es/instalaciones/edar.aspx?id=100>

Ettl, H., Gerloff, J., Heynig, H. y Mollenhauer, D. (1983) Süßwasserflora von Mitteleuropa. Chlorophyta I. Gustav Fisher Verlag. Stuttgart. New York. ISBN 3-437-30408-9.

European Commission (2005) Environment. Water Water Framework Directive. [Consultado 07-09-2012]. Disponible en: <http://ec.europa.eu/environment/water/water-framework>

Falco, S. (2003). Tesis Doctoral: Comportamiento de los nutrientes en un estuario estratificado: caso delta de Ebro. Valencia, España. Universidad Politécnica de Valencia, Ph. D Tesis.

Findlay, D. L., R. E. Hecky, L. L. Hendzel, M. P. Stainton, and D G. W. Regehr. (1994) Relationship between N₂-fixation and heterocyst abundance and its relevance to the nitrogen budget of Lake 227. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 51: 2254.

Fogg, G.E. (1986) Picoplankton. Proc R Soc Lond 228: 1-30.

Forstner, U. (1976) Lake sediments as indicators of heavy metal pollution. Naturwissenschaften. 63: 465-470.

Forstner & Wittman G.T.W. (1979) Metal pollution in the aquatic environment. Springer-Verlag. Berlin. 486 p.

Gallardo T. (2004) Las Algas. IN: J. Izco. Botánica 2ª ed. McGraw-Hill Interamericana. Madrid. 321-372.

Giner, F., Rubio, J. y Tur, G. (2003) L'Estany de Cullera. Ajuntament de Cullera. Monografies Bromera.

Glé, C., Del Amo, Y., Sautour, B., Laborde, P. and Chardy, P. (2008). Variability of nutrients and phytoplankton primary production in a shallow macrotidal coastal ecosystem (Arcachon Bay, France). Estuar Coast Shelf S 76: 642-656.

Gómez Orea D. (2004) Recuperación de espacios degradados. Ediciones Mundi-Prensa. Madrid. 29-35; 65-67.

González del Río, J. (1986) Problemas de eutrofización del litoral: el caso de la Bahía de Cullera. Valencia. Spain. Universidad de Valencia. Ph. D. Thesis, 514-515.

Guidance Document No.14. (2009) Guidance document on the intercalibration process 2008-2011. European Commission.

Hallegraeff GM. (1993) A review of harmful algal blooms and their apparent global increase. Phycologia 32:79-83.

Henriksen, P. (2009) Reference conditions for phytoplankton at Danish Water Framework Directive intercalibrations sites. Hydrobiologia. 629:255-262. DOI10.1007/s10750-009-9767-z.

IIAMA -Instituto de Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente- (2006) Estudio preliminar sobre la caracterización biogeoquímica de l'Estany de Cullera (Valencia).

Jeffrey, S.W. y Humphrey, G.F. (1975) New spectrophotometric equations for determining chlorophylls a, b and c in higher plants, algae and natural phytoplankton. Biochemie und Physiologie der Pflanzen, 167: 191-194.

Johnson, P.W. and Sieburth, J.M. (1979) Chroococcoid cyanobacteria in the sea: A ubiquitous and diverse phototrophic biomass. Limnol Oceanogr 24, 928-935.

Kuoppo-Leinikki, P. y Kuosa, H. (1989) Preservation of picoplanktonic cyanobacteria and heterotrophic nanoflagellates for epifluorescence microscopy. Arch. Hydrobiol., 114(4): 631-636.

Landaeta, C.J. (1995) Potenciales impactos ambientales generados por el dragado y la descarga del material dragado. Instituto Nacional de Canalizaciones. Dirección de Proyectos e Investigación, Caracas – Venezuela.

**Las Provincias. Melià, S. Edición impresa. 22 agosto 2006. L'Estany de Cullera va a desaparèixer [Consultado 08-12-2012]. Disponible en:
http://www.lasprovincias.es/prensa/20061028/ediciones/municipio-pide-drague-lestany_20061028.html**

**Las Provincias. Melià, S. Edición impresa. 28 octubre 2006. Cullera pide que se drague l'Estany para evitar més mortandad de peces. [Consultado 08-12-2012]. Disponible en:
http://www.lasprovincias.es/prensa/20061028/ribera/cullera-pide-drague-lestany_20061028.html**

**Las Provincias. Melià, S. Edición impresa. 28 octubre 2006. El municipio pide que se drague l'Estany para salvar los peces. [Consultado 08-12-2012]. Disponible en:
http://www.lasprovincias.es/prensa/20061028/ediciones/municipio-pide-drague-lestany_20061028.html**

Las Provincias. La Ribera-Costera. Redacción Cullera. 21 enero 2012. Cullera, al rescate de las tortugas. [Consultado 09-11-2012]. Disponible en:
http://www.lasprovincias.es/prensa/20061028/ediciones/municipio-pide-drague-lestany_20061028.html

Lassus, P. (1988) Plancton toxique et plancton d'eaux rouges sur les cotes européennes. INREMER. France. 111

Levante Mercantil Valenciano. EMV, Cullera. Comarcas. 19 noviembre 2006. La CHJ se niega a dragar l'Estany tras la mortandad de peces al ser un lago municipal [Consultado 08-12-2012]. Disponible en:
<http://www.levante-emv.com/comarcas/3347/>

Levante Mercantil Valenciano. Nácher, M. Comarcas. 28 octubre 2006. Ayuntamiento y pescadores de Cullera piden dragar l'Estany tras la mortandad de peces. [Consultado 08-12-2012]. Disponible en:
<http://www.levante-emv.com/comarcas/3324/>

Levante Mercantil Valenciano. Nácher, M. Comarcas. 30 noviembre 2009. Los expertos discrepan sobre la necesidad de dragar la Albufera Ayuntamiento y pescadores de Cullera piden dragar l'Estany tras la mortandad de peces. [Consultado 05-03-2013]. Disponible en:
<http://www.levante-emv.com/valencia/2009/11/30/expertos-discrepan-necesidad-dragar-albufera/656173.html>

L'Expressió. Periòdic independent de participació ciutadana. 15 de agosto de 2012. Concurs de Pesca a l'Hamot: 50 anys de celebració. [Consultado 07-02-2013]. Disponible en:
http://www.lexpressio.com/es/noticies.zhtm?expressio=q1kvngledm1cjpg9rv9hmb4cm2&arg_id=2116&arg_poblacion=5&arg_familia=5&arg_pagina=0

Li, Y., and Smayda, T. J. (1998) Temporal variability of chlorophyll in Narragansett Bay, 1973–1990. ICES Journal of Marine Science, 55.

Lidón, A., Ramos, C. and Rodrigo, A. (1999) Comparison of drainage estimation methods in irrigated citrus orchards. Irrig Sci 19, 25-36.

López, P. (1986) Composición del sedimento en sistemas acuáticos del litoral mediterráneo español. Cátedra de Biología General. Universitat de Barcelona. Limnetica, 2: 11 - 18.

Lund, J.W.G., Kipling, C. y Le Cren, E.D. (1958) The inverted microscope method of estimating algal numbers and the statistical basis of estimations by counting. Hydrobiologia, 11(2): 143-170.

Maclsaac, E.A. y Stockner, J.G. (1993) Enumeration of phototrophic picoplankton by autofluorescence microscopy. En P.F. Kemp, B.F. Sherr, E.B. Sherr and J.J. Cole (Eds.), Handbook of methods in aquatic microbial ecology. Lewis Publ.:187-197.

Marcano, J. Ecología de las Aguas Dulces (2012) Segunda parte. Comunidades del medio acuático. [Consultado 07-01-2013]. Disponible en:
<http://www.jmarcano.com/nociones/fresh2.html>

Marco Segura, J. (2013) Com. pers. catedrático de Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente de la Universitat Politècnica de València.

Martí, CM. (2007) Caracterización biogeoquímica del Estany de Cullera. Universitat Politècnica de València. Trabajo de investigación para la obtención del Diploma de Estudios Universitarios. 28-36.

Mazzeo, N., Clemente, J. et al. (2002) Eutrofización: causas, consecuencias y manejo. Grupo de Investigación en Ecología y Rehabilitación de Sistemas Acuáticos. Facultad de Ciencias. Universidad de la República. Uruguay. [Consultado 07-01-2013]. Disponible en:
http://hydrobio.fcien.edu.uy/EFE_archivos/CLASE10.pdf

McNabb, C.D. (1960) Enumeration of freshwater phytoplankton concentrated on the membrane filter. Limnology and oceanography, 5(1): 57-61.

Melkonian, M. (1990) Phylum Chlorophyta: Class Prasinophyceae. Handbook of Protocista., Boston. 600-607.

M.I. Ayuntamiento de Cullera (2002) Ordenanza municipal reguladora de los usos, gestión y protección del lago del Estany. Plan Especial de Protección Ambiental y Paisajística del Estany Gran de Cullera. BOP nº 115 del 16/5/2002.

Moncheva, S., Gotsis-Skretas, O., Pagou, K. y Krastev, A. (2001) Phytoplankton blooms in Black Sea and Mediterranean coastal ecosystems subjected to anthropogenic eutrophication: similarities and differences. Estuar.Coast. Shelf Sci., 53: 281-295.

Montero, J. (2009) Tratamiento y reutilización de aguas residuales mediante humedales. Weblog El Agua de Madri+d. Red Madrileña de Tratamientos Avanzados para Aguas Residuales con Contaminantes no Biodegradables (REMTAVARES). [Consultado 12-11-2012]. Disponible en: <http://www.madrimasd.org/blogs/remtavares/2009/04/02/115734>

Moreau, S.,Bertru. G. and Buson, C. (1998) Seasonal and spatial trends of nitrogen and phosphorus loads to the upper catchment of the river Vilaine (Brittany): relationships with land use. Hydrobiologia 373/374: 247-258.

Mullin, J.B. y Riley, J.P. (1955) The spectrophotometric determination of silicate-silicon in natural waters with special reference to seawater. Analytical Chemical Acta, 12: 162-170.

Murphy, J.; Riley, J. P., (1962) A Modified single Solution Method for Determination of Phosphate in Natural Water. Analytical Chemical Acta, 27: 31-36.

Nielsen, K., Somod, B., Ellegaard, C. y Krause-Jensen, D. (2003) Assessing reference conditions according to the European Water Framework Directive using modelling and analysis of historical data: an example from Randers Fjord, Denmark. *Ambio*, 32: 287-294.

Officer, C.B. and Ryther, J.H. (1980) The possible importance of silicon in marine eutrophication. *Marine Ecology Progress Series*, 3: 83-91.

Pachés M, Romero I, Martínez-Guijarro- R, Martí CM, Ferrer, J. (2012) Changes in phytoplankton composition in a Mediterranean coastal lagoon in the Cullera Estany (Comunitat Valenciana, Spain). *Water and Environment Journal*, 1-8.

Paerl, H.W. y Shimp, S.L. (1973) Preparation of filtered plankton and detritus for study with scanning electron microscopy. *Limnology and Oceanography*, 18: 802-805.

Paerl, H.W. (2004) Interactive impacts of human activities and storms events on coastal nutrient loading and eutrophication. En: Wassmann, P., Olli, K. Drainage basin nutrient inputs and eutrophication: an integrated approach. University of Tromsø, Norway. ISBN 82-91086-36-2, 325.

Painting, S.J., Devlin, M.J., Roger, D.K., Mills, E.R., Parker, H.L. y Rees, H.L. (2005) Assessing the suitability of OSPAR EcoQOs for eutrophication vs ICES criteria for England and Wales. *Marine Pollution Bulletin*, 50: 1569-1584.

Paterson, C.C. (1974) Lead aerosol pollution in the High Sierra overrides. Natural mechanisms with exclude Pb from a food chain. *Science*, 184: 989-992.

Perez-Ruzafa, A., Gilabert, J., Gutiérrez, J.M., Fernández, A.I., Marcos, C. and Sabah, S. (2002) Evidence of a planktonic food web response to changes in nutrient input dynamics in the Mar Menor coastal lagoon, Spain. *Hydrobiologia* 475, 359-369.

Pritchard, D.W. (1955) Estuarine circulation patterns. *Prom.Am.Soc.Civ.Eng.* 81, nº 717.

Pritchard, D.W. (1967) What is an estuary: Physical viewpoint. En Lauffed, G.H. (ed), *Estuaries*. American Association for the Advancement of Science, Publication 83, Washington D.C: 3-5.

Puigserver, M., Ramon, G., Moyà, G. and Martinez-Taberner, A. (2002) Planktonic chlorophyll a and eutrophication in two Mediterranean littoral systems (Mallorca Island, Spain). *Hydrobiologia* 475: 493-504.

Rain Bird. Aireadores para mantenimiento de lagos. [Consultado 20-04-2013]. Disponible en: <http://rainbird.com/support/aeratorFlash/index.htm>

Ramos, C., Agut, A. and Lidón, A. (2002) Nitrate leaching in important crops of the Valencian Community region (Spain). *Environ Pollut* 118: 215-223.

Real Decreto 60/2011, de 21 de enero, sobre las normas de calidad ambiental en el ámbito de la política de aguas. Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino.

**Red Natura 2000. Proyecto Life Trachemys Nat/Es/000529. Estrategias y técnicas demostrativas para la erradicación de galápagos invasores. [Consultado 09-11-2012]. Disponible en:
http://www.rednatura2000.info/index.php?option=com_content&view=article&id=1035**

Riegman R., Boer M., and Senerpont Domis L. (1996) Growth of harmful marine algae in multispecies cultures. Journal of Plankton Research 18(10): 1851–1853.

Rodríguez, J. (1982) Oceanografía del Mar Mediterráneo. Madrid, Spain: Ediciones Pirámide, S.A., 174.

Rojo, C. and Miracle, R. (1984) Fluctuación estacional de las poblaciones fitoplanctónicas del Estany de Cullera (Valencia). Anales de biología, 2 (Sección especial, 2) Universidad de Murcia (Spain) 161-168.

Rojo, C., Miracle, M.R. and Serra, M. (1986) Interrelación entre las especies de microalgas halladas en el Estany de Cullera (Valencia) Limnetica 2, 3540.

Rubio, B., L. Gago, F. Vilas, M. Nombela, S. García-Gil, I. Alejo and O. Pazos (1996) Interpretación de tendencias históricas de contaminación por metales pesados en testigos de sedimentos de la Ría de Pontevedra. Thalassa, 12: 137-152.

Round, F.E., Crawford, R.M. and Mann, D.G. (1990) The diatoms. Biology and morphology of the genera. Cambridge University Press, Cambridge. 747.

Ryther, J. H., Corwin, N., De Busk, T. A., Williams, L. D. (1981) Nitrogen uptake and storage by the red alga Gracilaria tikvahiae (McLachlan, 1979). Aquaculture 26: 107.

Sadiq, M. (1992) Toxic metal chemistry in marine environments. Marcel Dekker, New York, 390 pp.

Sakshaug, E., Bricaud, A., Dandonneau, Y., Falkowski, P. G., Kiefer, D. A., Legendre, L., Morel, A., Parslow, J. and Takahashi, M. (1997) Parameters of photosynthesis: definitions, theory and interpretation results. J. Plankton Res., 19(1): 1637–1670.

Shapiro, J.; J. B. Lundquist and R. E. Carlson (1975) Involving the public in limnology - an approach to communication. Verh. Internat. Verein. Limnol., 19: 866-874.

Shiah, F.K., Kao, S.J., Gong, G.C. and Liu, K.K. (1996) Spatial variability of phytoplankton production and the implications of its controlling mechanisms in the coastal zone near the river mouth of the Lanyang Hsi. Botanical Bulletin of Academia Sinica, 37: 9-15.

Shinn, M.B. (1941). Colorimetric method for the determination of nitrite. Industrial and Engineering Chemistry Analytical Edition, 13: 33-35.

Sieburth, J. McN., Smetacek, V. and Lenz, J. (1978) Pelagic ecosystem structure: hetero-trophic compartments of the plankton and their relationship to plankton size fractions. Limnology and Oceanography, 23: 1256-1258.

Smayda, T.J. (1990) Novel and nuisance phytoplankton blooms in the sea: evidence for a global epidemic. In: Toxic Marine Phytoplankton, Elsevier Science Publishing, 29.

Solórzano, L., (1969) Determination of ammonia in natural water by the phenol hypochlorite method. Limnology and Oceanography. 14: 799-801.

Sournia, A. (1978) Phytoplankton Manual. Monographs on oceanographic methodology. UNESCO. Paris.

Stauber, J. L. and Jeffrey, S. W. (1988). Photosynthetic pigments in fifty-one species of marine diatoms. J. Phycol.24: 158-172.

Strickland, J.D.H. and Parsons, T.R. (1972) A practical handbook of seawater analysis. Fisheries Research Board of Canada. Queens Printer, Ottawa. 167.

Suikkanen, S., Laamanen, M. and Huttunen, M. (2007) Long-term changes in summer phytoplankton communities of the open Northern Baltic Sea. Estuar Coast Shelf S 71, 580-592.

Ter Braak, C.J.F. (1986) Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. Ecology 67, 1167-1179.

Ter Braak, C.J.F. and Šmilauer, P. (1998) CANOCO Reference Manual and User's Guide to CANOCO for Windows: Software for Canonical Community Ordination (version 4). Microcomputer Power Ithaca New York.

Tomas, C.R. (1997) Identifying Marine Phytoplankton. (Eds.) Academic Press.

**TotCullera 04 noviembre 2010. Alertan del riesgo del plan contra avenidas para l'Estany de Cullera. [Consultado 28-02-2012]. Disponible en:
<http://topcullera.blogspot.com/2010/11/alertan-del-riesgo-del-plan-contra.html>**

Trégouboff, G. y Rose, M. (1978) Manuel de planctologie Méditerranéenne. Éditions du Centre National de la Recherche Scientifique, Paris. ISBN 2-222-00293-1.

Valderrama, J.C. (1981) The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorous in natural waters. Merina Chemistry, 10: 109-122.



Vargo, G.A. (1978) Using a fluorescence microscope. Phytoplankton manual. Monographs on Oceanography Metodology UNESCO, 108-112.

Venrick, E.L. (1978) How many cells to count? En: Sournia, A. (Eds.), Phytoplankton Manual UNESCO, 167-180.

Vidal, L., Rodríguez-Gallego, L., Conde, D., Martínez-López, W. and Bonilla, S. (2007) Biomass of autotrophic picoplankton in subtropical coastal lagoons. Limnetica 26 (2), 441-452.

Winter, G., Griffiths, A. D., Hawkins, R. E. and Hoogenboom, H. R. (1994) Making antibodies by phage display technology. Annu. Rev. Immunol. 12: 433-437.