

**APÉNDICE 14. INFORME INTEGRAL SOBRE EL ESTADO  
ECOLÓGICO DEL MAR MENOR**

**APÉNDICE 15. ESTIMACIÓN DE LAS EMISIONES DE GASES  
DE EFECTO INVERNADERO DE LAS INFRAESTRUCTUTRA  
DE GESTIÓN DE LOS RECURSOS HÍDRICOS**

**APÉNDICE 16. VALORACIÓN DE LOS IMPACTOS  
DERIVADOS DEL EMISARIO SUBMARINO**



## **APÉNDICE 14.**

# **INFORME INTEGRAL SOBRE EL ESTADO ECOLÓGICO DEL MAR MENOR**





Región de Murcia  
Consejería de Agua, Agricultura y Medio Ambiente  
Oficina de Impulso Socioeconómico del Medio Ambiente



**Espacios  
Naturales** Región  
de Murcia

# **INFORME INTEGRAL SOBRE EL ESTADO ECOLÓGICO DEL MAR MENOR**

***Comité de Asesoramiento Científico del Mar Menor***

**13 de febrero de 2017**



Región de Murcia  
Consejería de Agua, Agricultura y Medio Ambiente  
Oficina de Impulso Socioeconómico del Medio Ambiente



**Espacios  
Naturales** Región  
de Murcia

## Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

# Índice

<b>INTRODUCCIÓN</b>	<b>3</b>
<b>1. HIDROGEOLOGÍA</b>	<b>7</b>
1.- INTRODUCCIÓN	8
2.- ACUÍFEROS EXISTENTES EN EL CAMPO DE CARTAGENA	8
3.- FUNCIONAMIENTO HIDROGEOLÓGICO Y BALANCE HÍDRICO	10
4.- ACUÍFEROS EN CONEXIÓN CON EL MAR MENOR.	14
5.- CONTAMINACIÓN POR NITRATOS Y OTRAS SUSTANCIAS	17
6.- CONSIDERACIONES SOBRE LOS APORTES SUPERFICIALES VISIBLES A TRAVÉS DE LA RAMBLA DEL ALBUJÓN Y RELACIÓN ACUÍFERO-RAMBLA.	19
7.- CONSIDERACIONES SOBRE LA MITIGACIÓN DE LOS IMPACTOS.	20
<b>REFERENCIAS</b>	<b>22</b>
<b>2. ECOLOGÍA LAGUNAR</b>	<b>23</b>
1.- INTRODUCCIÓN	24
2.- CAUSAS DEL ESTADO ECOLÓGICO Y SITUACIÓN DE PARTIDA.	24
ANTECEDENTES Y PRIMEROS ESTUDIOS	29
SÍNTESIS DE LOS PRINCIPALES PROCESOS Y CAMBIOS EXPERIMENTADOS QUE AFECTAN A LA ECOLOGÍA LAGUNAR	31
3. DEFINICIÓN DEL ESTATUS DE LA CALIDAD DEL AGUA Y DEL PROCESO DE EUTROFIZACIÓN.	34
CAMBIOS EN LA ENTRADA DE NUTRIENTES Y EN EL ESTADO TRÓFICO	36
FITOPLANCTON	38
4. DEFINICIÓN DEL GRADO DE ALTERACIÓN DE LOS HÁBITATS Y LA BIODIVERSIDAD	40
REPERCUSIONES EN LA ACTIVIDAD PESQUERA	44
FITOPLANCTON	47
5. PROGNOSIS DE LAS RESPUESTAS ECOLÓGICAS DEL ECOSISTEMA. DIRECTRICES PARA LA PREVENCIÓN Y MINIMIZACIÓN DE LAS PRESIONES Y PARA LA RESTAURACIÓN ECOLÓGICA DE LA LAGUNA.	49
DIRECTRICES PARA LA RESTAURACIÓN ECOLÓGICA DE LA LAGUNA:	54
LÍNEAS DE ACTUACIÓN QUE AYUDARÍAN A MITIGAR LA SITUACIÓN ACTUAL EN LA LAGUNA (INCLUYENDO SU ORDEN DE PRIORIDAD).	57
6. INDICADORES DE SEGUIMIENTO. SEGUIMIENTO Y EVALUACIÓN RÁPIDA DE LA RESPUESTA DEL ECOSISTEMA A LAS MEDIDAS DE ACTUACIÓN Y GESTIÓN.	58
<b>REFERENCIAS</b>	<b>60</b>
<b>3. OCEANOGRAFÍA FÍSICA Y QUÍMICA</b>	<b>71</b>
1. DESCRIBIR EL ESTADO DEL CONOCIMIENTO	72
A) HIDRODINÁMICA LAGUNAR	72
B) PROCESOS DE LA COLUMNA DE AGUA Y SU DINÁMICA DE NUTRIENTES Y METALES PESADOS	74
C) PROCESOS EN EL SEDIMENTO Y SU DINÁMICA DE NUTRIENTES Y METALES PESADOS	75
D) INTERACCIÓN AGUA-SEDIMENTO	76
2. IDENTIFICAR Y TIPIFICAR LOS IMPACTOS QUE RECIBE LA LAGUNA	77
A) HIDRODINÁMICA LAGUNAR.	77
B) PROCESOS DE LA COLUMNA DE AGUA Y SU DINÁMICA DE NUTRIENTES Y METALES PESADOS. LA ENTRADA DE NITRATOS, FOSFATOS Y OTROS ELEMENTOS POR ESCORRENTÍAS SUPERFICIALES, AGUAS SUBTERRÁNEAS Y VERTIDOS DIRECTOS A LA LAGUNA FAVORECE LA PROLIFERACIÓN.	77
C) PROCESOS EN EL SEDIMENTO Y SU DINÁMICA DE NUTRIENTES Y METALES PESADOS.	77
D) INTERACCIÓN AGUA-SEDIMENTO.	78



## *Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor*

<b>3. PRINCIPALES LAGUNAS DE CONOCIMIENTO EN ESTE CAMPO.</b>	<b>79</b>
A) HIDRODINÁMICA LAGUNAR.	79
B) PROCESOS DE LA COLUMNA DE AGUA Y SU DINÁMICA DE NUTRIENTES Y METALES PESADOS.	80
C) PROCESOS EN EL SEDIMENTO Y SU DINÁMICA DE NUTRIENTES Y METALES PESADOS.	81
D) INTERACCIÓN AGUA-SEDIMENTO.	82
<b>4. LÍNEAS DE ACTUACIÓN QUE AYUDARÍAN A MITIGAR LA SITUACIÓN ACTUAL EN LA LAGUNA (INCLUYENDO ORDEN DE PRIORIDAD).</b>	<b>82</b>
<b>REFERENCIAS</b>	<b>84</b>
<b>4. CUENCA VERTIENTE Y HUMEDALES LITORALES</b>	<b>87</b>
<b>1- ESTADO AMBIENTAL DE LA CUENCA VERTIENTE. EVOLUCIÓN, ESTADO ACTUAL Y CAUSAS</b>	<b>88</b>
<b>2.- IMPACTOS DE LA CUENCA SOBRE LA LAGUNA</b>	<b>93</b>
<b>3- PAPEL DE LOS HUMEDALES LITORALES EN LA DINÁMICA DE LOS NUTRIENTES, AFECCIONES A LOS HÁBITATS Y BIODIVERSIDAD Y SOBRE LAS AVES ACUÁTICAS DEL MAR MENOR</b>	<b>95</b>
<b>4- DIRECTRICES PARA LA PREVENCIÓN Y MINIMIZACIÓN DE LAS PRESIONES. SUGERENCIAS Y MEDIDAS CAUTELARES</b>	<b>98</b>
4.1. CONTENCIÓN Y REORDENACIÓN DE LA SUPERFICIE DE REGADÍO EN LA CUENCA DEL MAR MENOR	99
4.2. REDUCCIÓN EN ORIGEN DE LA CONTAMINACIÓN AGRARIA, EN CORRESPONDENCIA CON LA DECLARACIÓN DEL CAMPO DE CARTAGENA COMO ZONA VULNERABLE A LA CONTAMINACIÓN POR NITRATOS	99
4.3. APLICACIÓN DE MEDIDAS BASADAS EN LA NATURALEZA (NATURE-BASED SOLUTIONS) EN EL CONJUNTO DE LA CUENCA	100
4.4. RECUPERACIÓN DE SUPERFICIES DE HUMEDAL NATURAL EN LAS PROXIMIDADES DE LA LAGUNA	100
4.5. PUESTA EN MARCHA DE MEDIDAS PARA MITIGAR LA CONTAMINACIÓN POR RESIDUOS MINEROS	100
<b>5.- SEGUIMIENTO Y EVALUACIÓN DE LAS MEDIDAS DE ACTUACIÓN Y GESTIÓN</b>	<b>101</b>
<b>REFERENCIAS</b>	<b>103</b>
<b>5. DEPURACIÓN Y DESCONTAMINACIÓN DE AGUAS</b>	<b>113</b>
<b>1. IDENTIFICAR Y TIPIFICAR LOS CONTAMINANTES QUE RECIBE EL MAR MENOR, ASÍ COMO SUS FUENTES:</b>	<b>114</b>
<b>2. ASESORAR EN LAS MEDIDAS DE GESTIÓN PARA LA REDUCCIÓN DE CONTAMINANTES EN LOS DISTINTOS AFLUENTES DE LA LAGUNA, PROPONIENDO LAS MEJORES TÉCNICAS DISPONIBLES (MTD). (NITRATOS)</b>	<b>116</b>
A) DESCONTAMINACIÓN Y DEPURACIÓN DE AGUAS SUPERFICIALES	116
B) DESCONTAMINACIÓN Y DEPURACIÓN DE AGUAS PROFUNDAS	120
<b>CONCLUSIONES AL INFORME</b>	<b>122</b>
<b>REFERENCIAS</b>	<b>124</b>





# Introducción

***Juan Madrigal De Torres***

Presidente del Comité de Asesoramiento Científico del Mar Menor

## *Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor*

Como se recoge en el preámbulo de la *Orden de 29 de julio de 2016, de la Consejería de Agua, Agricultura y Medio Ambiente*, por la que se crea el Comité de Asesoramiento Científico del Mar Menor, este espacio es una de las mayores lagunas litorales de Europa y la más grande de la península ibérica. Su cubeta se halla separada del Mar Mediterráneo por un estrecho cordón arenoso (La Manga) de 22 km de longitud, a su vez atravesado por diversos canales y golas que determinan unas aguas de características hipersalinas pero netamente marinas. Sobre este espacio convergen múltiples usos y aprovechamientos, principalmente turísticos, recreativos y pesqueros, sin olvidar el importante aprovechamiento agrícola de su entorno. Todos ellos sitúan a la laguna como un factor clave en los planes de desarrollo regional además de poseer un importante significado emblemático para la Región de Murcia.

Desde el punto de vista ambiental, el Mar Menor constituye uno de los ecosistemas más relevantes del Mediterráneo. Entre sus muchos valores destaca la presencia de praderas de fanerógamas marinas (*Cymodocea nodosa* y *Ruppia cirrhosa*), peces de especial interés como caballitos de mar (*Hippocampus ramulosus*) o el fartet (pez endémico incluido en el Anexo II de la Directiva Hábitat), altas densidades de nacra (*Pinna nobilis*), así como importantes comunidades de aves acuáticas. Además de la cubeta lagunar propiamente dicha, es remarcable la existencia en sus márgenes de diversos humedales y criptohumedales asociados, dos sistemas lagunares convertidos en salinas (San Pedro al Norte y Marchamalo al sur), zonas de intercambio con el mar Mediterráneo (Las Encañizadas y Las Golas), cinco islas de origen volcánico (Isla del Barón, Perdiguera, Del Ciervo, Redonda y Del Sujeto) y tres zonas Húmedas (La Playa de la Hita, Saladar de Lo Poyo y la Marina del Carmolí).

Dentro estos espacios se han cartografiado un total de 27 tipos de hábitats de interés comunitario (incluyendo los 5 tipos de hábitats marinos cartografiados en la Región), de los 48 descritos para la Región de Murcia; de ellos 8 son prioritarios y, a escala de la región biogeográfica mediterránea del estado español, 11 son muy raros y 10 son raros, presentando la mayor parte de ellos un estado de conservación bueno o excelente. La contribución de estos espacios a la conservación de los hábitats marinos cartografiados en el litoral regional es esencial, al incluir: la totalidad del hábitat 1150\* (Lagunas costeras); aproximadamente el 80 por 100 de la superficie cartografiada en la Región de los tipos 1110 (Bancos de arena cubiertos permanentemente por agua marina, poco profunda) y 1120\* (Praderas de *Posidonia*); y el 55 por 100 del tipo 1170 (Arrecifes).

En el ámbito terrestre destacan los hábitats de dunas, presentando tres de ellos la totalidad de la superficie regional cartografiada en este ámbito: el tipo 2240 (Dunas con céspedes del *Brachypodietalia* y de pantas anuales), distribuido entre las ZEC "Salinas y Arenales de San Pedro del Pinatar" (60%) y "Espacios Abiertos e Islas del Mar Menor" (40%); el tipo 2250\* (Dunas litorales con *Juniperus spp.*), que presenta la totalidad de su superficie cartografiada en la ZEC "Salinas y Arenales de San Pedro del Pinatar"; y el tipo 2260 (Dunas con vegetación esclerófila del *Cisto-Lavanduletalia*) que presenta el 94% de su superficie cartografiada en la ZEC "Salinas y Arenales de San Pedro del Pinatar". Otros hábitats de dunas cartografiados poseen una superficie relevante: 2110 (Dunas móviles embrionarias) (76%), 2230 (Dunas con céspedes del *Malcomietalia*) (63%), 2120 (Dunas móviles de litoral con *Ammophila arenaria* ("dunas blancas") (57%) y 2210 (Dunas fijas de litoral del *Crucianellion maritimae*) (48%).

Son también muy numerosas las biocenosis marinas contenidas por todos estos espacios, incluidas en el Protocolo sobre Zonas Especialmente Protegidas y la Diversidad Biológica en el Mediterráneo (Convenio de Barcelona).

Todos estos valores han determinado que en este ámbito confluyan diferentes figuras de protección: ha sido declarado Espacio Ramsar, Parque Regional y ZEPIM, además dentro de él se incluyen diversos LICs marítimos y terrestres así como zonas ZEPA de la Red Natura 2000 cuyas planificaciones se instrumenta a través de un Plan de gestión Integral. No obstante, a pesar de esta

## *Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor*

enorme importancia ambiental, estratégica y económica, la laguna ha sufrido un evidente proceso de transformación y deterioro. Una de las consecuencias más evidentes de todos estos impactos es el notable deterioro de la calidad de sus aguas que ha conducido a la progresiva eutrofización de la laguna con importantes cambios en sus comunidades planctónicas.

La respuesta a la problemática que hoy soporta el Mar Menor no puede identificarse con una solución unidireccional debido a su complejidad técnica, ambiental y social, sino que deberá abordarse y ser el resultado de la combinación de diversas actuaciones en los diferentes sectores de actividad que han convergido para que en estos momentos el Mar Menor esté en la situación que hemos indicado. Sin embargo, dado el enorme ámbito territorial así como la imbricación de espacios implicados -marítimos y terrestres- y de actividades -agrícola, pesquera, urbana y turística-, buena parte de las medidas a adoptar escapan al ámbito estrictamente competencial de una única administración pública.

En el Comité de Asesoramiento Científico, cuyas funciones abarcan no sólo el asesoramiento científico en la selección y ejecución de acciones dirigidas a la mejora del estado ecológico del Mar Menor, sino el impulso del conocimiento científico y la investigación aplicada en relación con problemas ambientales de la laguna, desde el mismo momento de su constitución el día 15 de septiembre de 2016, puso de relieve la necesidad de profundizar en el conocimiento de los factores que afectaban al estado del ecosistema teniendo en cuenta la rapidez con la que estaban evolucionando algunos parámetros físicos, químicos y biológicos, y sobre todo su incidencia sobre los sedimentos y comunidades bentónicas. De ahí que los primeros esfuerzos estuvieran dedicados a promover proyectos y campañas para paliar el déficit de conocimiento y garantizar un seguimiento y monitorización adecuados de los distintos elementos de la laguna.

Tras esas primeras reuniones en seno del Comité se planteó la necesidad de elaborar un informe en el que, sobre la base de los datos existentes y de las investigaciones científicas realizadas o en curso, se reflejara su opinión colegiada sobre el del Mar Menor con los siguientes objetivos:

1. Describir el estatus medioambiental del ecosistema.
2. Identificar y tipificar los impactos que recibe la laguna.
3. Predecir las respuestas ecológicas del ecosistema, incluidas las derivadas de las acciones o medidas de gestión que pueden adoptarse (por ejemplo, la que ya se ha tomado de minimizar la entrada de efluentes superficiales antrópicos).
4. Proponer directrices para la restauración ecológica de la laguna.

Con el fin de acotar el campo sobre el que realizar el trabajo se seleccionaron las siguientes preguntas o cuestiones iniciales para su respuesta en el informe con referencia a los datos más recientes de los que se dispusiera: causas del estado ecológico y situación de partida; definición del estatus de la calidad del agua y del proceso de eutrofización; definición del grado de alteración de los hábitats y la biodiversidad (bentos y sedimentos, praderas, ictioplancton, consumidores apicales -peces y aves-, biodiversidad en general, conectividad, exóticas); pronóstico de las respuestas ecológicas del ecosistema. Directrices para la prevención y minimización de las presiones y para la restauración ecológica de la laguna, sugerencias y medidas cautelares; e indicadores de seguimiento (seguimiento y evaluación rápida de la respuesta del ecosistema a las medidas de actuación y gestión).

Para desarrollar esta ingente tarea en un breve espacio de tiempo se acordó dividir el informe en diferentes apartados en función de las diferentes especializaciones, con la plena conciencia de que esta fragmentación pudiera no ser del todo exacta, a cuyo efecto se constituyeron los siguientes grupos de trabajo:



## *Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor*

- Hidrogeología (interacción del Mar Menor con aguas superficiales y subterráneas y con las condiciones climáticas del área).
- Ecología lagunar (biodiversidad, especies indicadoras, especies vulnerables, fitoplancton, biocenosis bentónicas, peces, aves acuáticas y palustres, conectividad).
- Oceanografía física y química (hidrodinámica lagunar, flujos agua-sedimento, composición y biogeoquímica del sedimento, procesos de degradación y transferencia en columna de agua y en sedimento, dinámica espacial y temporal de nutrientes en la columna de agua, análisis de procesos funcionales).
- Cuenca vertiente y humedales litorales (influencia y afecciones sobre el Mar Menor, usos del suelo, exportación de nutrientes - fuentes y procesos-, humedales periféricos, medidas de control y mitigación de impactos).
- Depuración y descontaminación de aguas (sistemas de depuración y descontaminación de aguas -nitratos, fosfatos y metales pesados-).

Estos grupos de carácter multidisciplinar integrados por técnicos y científicos, con el apoyo logístico y tecnológico del personal de la Oficina de Impulso Socioeconómico del Medio Ambiente de la Consejería Agua, Agricultura y Medio Ambiente, han mantenido diversas reuniones y debatido intensamente sus formulaciones e hipótesis hasta alcanzar unas propuestas para el pleno. Finalmente, el Pleno del Comité en su reunión del día 13 de febrero de 2017, ha aprobado el “*Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor*” cuyo resultado se recoge en las páginas siguientes.

Como todo informe, que no deja de ser una radiografía de la situación del Mar Menor en un momento en el que todavía existe muchos interrogantes sobre la evolución de algunas variables esenciales de los procesos biológicos que están ocurriendo, puede presentar carencias y suscitar dudas, pero de lo que no debe dudarse es del esfuerzo de generosidad y de la colaboración desinteresada de todos los que han contribuido a su elaboración.



# 1. Hidrogeología

***Autores del Informe:***

García Aróstegui, José Luís  
Marín Arnaldos, Francisco  
Martínez Vicente, David

***Compiladores del Informe:***

García Aróstegui, José Luís  
Marín Arnaldos, Francisco

***Miembros del Grupo de Trabajo "Hidrogeología":***

García Aróstegui, José Luis (IGME)  
González Barberá, Gonzalo (CEBAS-CSIC)  
María Dolores Pedrero, Emilio (SERVICIO PESCA Y ACUICULTURA-CARM)  
Marín Arnaldos, Francisco (D.G. AGUA-CARM)  
Martínez Vicente, David (D.G. AGUA-CARM)  
Vicente García, Jose Ramon (D.G. AGUA-CARM)

***Coordinador OISMA del Grupo de Trabajo***

López Aledo, Teresa (ORTHEM)

## *Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor*

### **1.- Introducción**

El presente informe, realizado en el marco del Grupo de Trabajo de Hidrogeología perteneciente al Comité de Asesoramiento Científico del Mar Menor, se plantea con el objetivo principal de establecer la importancia que representan las aguas subterráneas en lo relativo a la conexión de los acuíferos del Campo de Cartagena con el Mar Menor. Se pretende proporcionar una síntesis del conocimiento sobre aspectos claves del funcionamiento de los acuíferos y su balance hídrico, las incertidumbres, la calidad de las aguas subterráneas, así como esbozar los estudios que resultan necesarios para cuantificar el flujo subterráneo (y transporte de masa) del Campo de Cartagena al Mar Menor, e indicar de forma preliminar las medidas que se podrán llevar a cabo para reducir o minimizar los impactos de estos flujos.

### **2.- Acuíferos existentes en el Campo de Cartagena**

El relleno sedimentario de la cuenca geológica del Campo de Cartagena, con un espesor de hasta unos 1500 m, se compone principalmente de materiales detríticos de baja permeabilidad (fundamentalmente margas) con intercalaciones de materiales de alta permeabilidad que dan lugar a acuíferos de indudable interés captados de forma intensiva desde mediados del siglo XX. Los acuíferos son materiales geológicos capaces de almacenar y transmitir agua, por tanto, su caracterización suele ser compleja dado que requiere el conocimiento de la geometría (fundamentalmente extensión y espesor de las formaciones), y distribución espacial de los parámetros hidráulicos (fundamentalmente permeabilidad y parámetros relacionados con el almacenamiento), y estas variables esenciales presentan cierta heterogeneidad y anisotropía que se traduce en variabilidad tanto en superficie como en profundidad, de tal manera que es habitual dar valores aproximados acordes al conocimiento disponible en cada momento.

En el Campo de Cartagena, el Instituto Geológico y Minero de España (en adelante IGME) ha definido cuatro acuíferos separados, en la vertical, por niveles de baja permeabilidad, que desde la superficie hacia muro (en profundidad) son los siguientes: 1) Acuífero Cuaternario, compuesto por gravas, arenas y arcillas, con relativamente alta heterogeneidad de parámetros hidráulicos; 2) Acuífero Plioceno, compuesto por calcarenitas bioclásticas y conglomerados; 3) Acuífero Messiniense – también llamado Andaluciense-, compuesto por calcarenitas, conglomerados y calizas; y 4) Acuífero Tortoniense, compuesto por conglomerados y areniscas (éste acuífero es denominado “La Naveta” en el Plan Hidrológico de la Cuenca del Segura). Por lo tanto, el esquema hidrogeológico puede sintetizarse como un sistema multicapa (aunque no todos los acuíferos están presentes a lo largo de toda la extensión superficial del Campo de Cartagena), constituido por un acuífero superficial libre de edad Cuaternario y tres acuíferos profundos fundamentalmente confinados (de edad Plioceno, Messiniense y Tortoniense). Por último, se define un quinto material de características acuíferas formado por rocas carbonatadas de edad Pérmico-Triásico, que aflora en el Cabezo Gordo, y tiene un eje elevado hacia Sucina, y que, en determinados sectores estaría en conexión con el acuífero Messiniense. Estos mismos materiales carbonatados constituyen el acuífero independiente (y masa de agua subterránea) del “Triásico de Los Victorias”, que apenas tiene relación hidrogeológica actual con los acuíferos citados del Campo de Cartagena. En la figura 1 se sintetiza el esquema de acuíferos en un corte aproximadamente Oeste-Este, representativo de la zona norte del Campo de Cartagena.

## Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

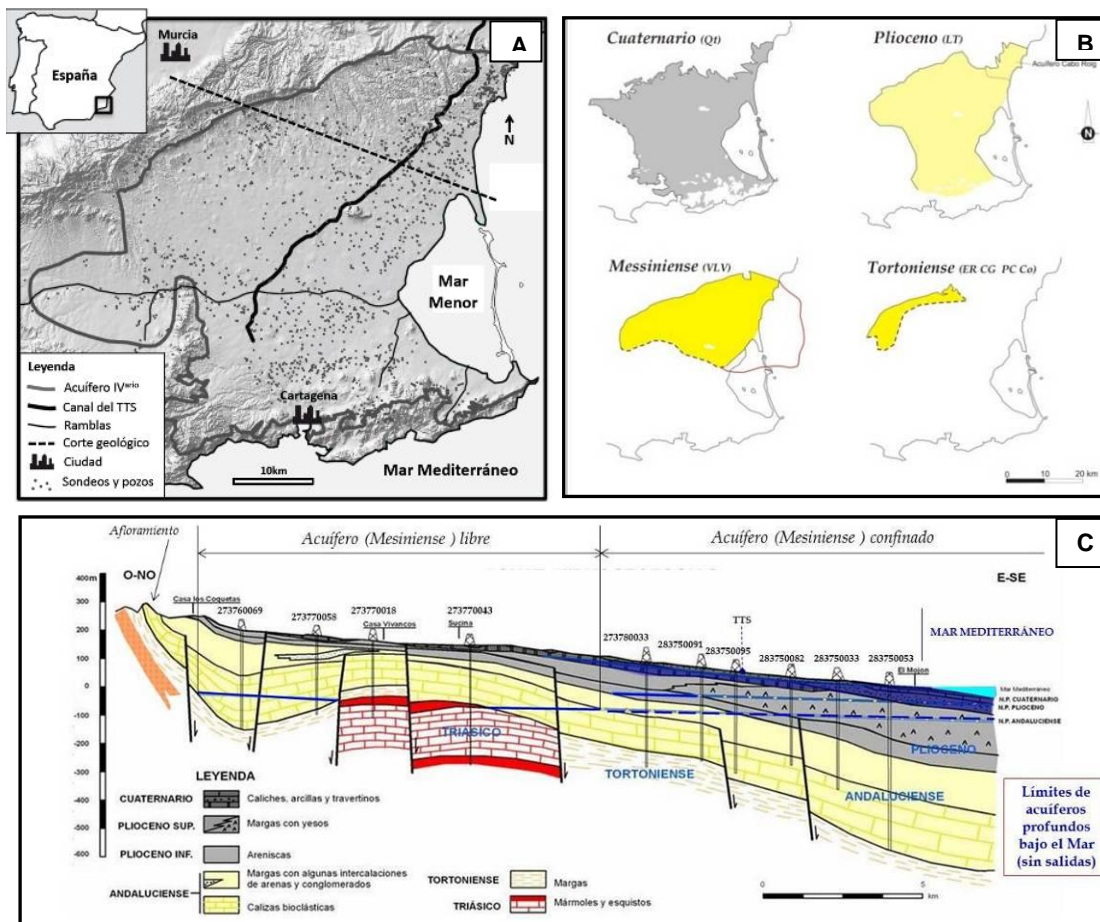


Figura 1. A) Localización y límite de la Masa de Agua Subterránea del Campo de Cartagena (García-Aróstegui et al., 2016). B) Extensión y límites propuestos para los acuíferos (unidades hidroestratigráficas) de cobertura (modificado de García-Aróstegui et al., 2012) Nota: Línea de trazos: límite desconocido y cambio lateral de facies. Línea roja: prolongación estimada bajo el mar. El acuífero Cuaternario también está presente bajo el Mar Menor. C) Corte hidrogeológico esquemático del Campo de Cartagena en la zona norte (modificado de García-Aróstegui et al., 2012). Nota: Se indica la zona saturada (por debajo del nivel piezométrico), y no saturada de los acuíferos Plioceno y Messiniense.

La extensión y espesor de los acuíferos es diferente según el acuífero de que se trate, lo cual tiene importantes repercusiones a la hora de valorar, entre otros, aspectos tales como las reservas de los acuíferos o la comunicación entre ellos (figura 1). El acuífero Cuaternario (espesor medio saturado próximo a 50 m) ocupa la mayor parte de la extensión superficial del Campo de Cartagena con excepción de las áreas de afloramiento de los acuíferos confinados situadas al oeste-noroeste. El agua de la laguna costera del Mar Menor tiene como sustrato el propio material acuífero Cuaternario, de tal manera que se establece una comunicación hidráulica que se comentará más adelante. El acuífero Plioceno presenta menor extensión y espesor (unos 30 m) que el Cuaternario y, en la zona del Mar Menor, de acuerdo con los trabajos de García-Aróstegui et al. (2012), debe extenderse con carácter confinado (bajo una capa de baja permeabilidad que lo separa del acuífero Cuaternario) hasta La Manga. Dicho límite en La Manga del Mar Menor vendría justificado por la existencia de una serie de afloramientos volcánicos que, aunque discontinuos, a efectos hidrogeológicos actúan como límite; esto además viene apoyado por la

## *Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor*

inexistencia del Plioceno al Este, mar adentro, según la información geológica existente en la plataforma continental. Respecto a los materiales de edad Messiniense, cabe destacar la existencia de dos zonas en la parte terrestre, la mitad Norte (espesor unos 125 m), constituida por materiales permeables (véase corte de la Figura 1), y la mitad Sur, constituida por materiales de baja permeabilidad, por tanto no acuíferos. La transición entre ambas zonas ha sido tradicionalmente interpretada como un importante accidente tectónico en el centro del Campo de Cartagena, pero una reinterpretación de la información sísmica existente en la zona, descarta esta opción, y se propone un importante cambio lateral de facies, consecuencia de las repetidas transgresiones y regresiones marinas propias de la mencionada edad geológica. Respecto a la zona marina, el acuífero Messiniense se prolongaría de forma confinada unos 11 km bajo el Mediterráneo, de acuerdo a la información geológica existente en la plataforma continental. Finalmente, la extensión del acuífero Tortoniense (espesor de unos 90 m) resulta difícil de conocer por la propia naturaleza del depósito constituyente, con importantes y frecuentes cambios laterales de facies.

### **3.- Funcionamiento hidrogeológico y balance hídrico**

A escala de la cuenca mediterránea, el Campo de Cartagena representa uno de los sistemas acuíferos más importantes en cuanto a productividad de aguas destinadas al regadío, despertando un gran interés científico por la diversidad de circunstancias que confluyen. La actividad agrícola del Campo de Cartagena y la actividad turística en el entorno de la laguna costera del Mar Menor, de gran valor ecológico, así como las interrelaciones entre ambos, con importantes implicaciones ambientales, le confieren un interés adicional y una trascendencia socioeconómica de primer orden.

El funcionamiento hidrogeológico general del sistema es complejo debido a la configuración geométrica y la antropización a la que está sometido. Los acuíferos confinados tienen una pequeña superficie de afloramiento al norte en donde tiene lugar la escasa recarga natural procedente de la infiltración de la lluvia útil (precipitación una vez descontada la evapotranspiración y escorrentía superficial), y la mayor parte de las entradas al sistema general se producen por transferencia desde el acuífero superior.

El acuífero superior de edad Cuaternario, presenta carácter libre y además de la recarga natural procedente de la infiltración de la lluvia útil, recibe la recarga por retorno de riego en las áreas de cultivo. La variabilidad espacial y temporal de esta recarga es elevada y su conocimiento en detalle es sumamente difícil aunque esencial para entender aspectos clave como la contaminación por actividades antrópicas en superficie, por lo que las cifras que se proporcionan son orientativas. En el estudio de IGME (1991), la lluvia útil sobre el acuífero fue estimada en 57 hm<sup>3</sup>/año (17% de la precipitación estimada en 300 mm/año, es decir 50 mm/año aplicados sobre 1135 km<sup>2</sup>), de los cuales se infiltran 46 hm<sup>3</sup>/año (80%) y 11 hm<sup>3</sup>/año (20%) de escorrentía superficial hacia el Mar Menor y Mar Mediterráneo durante episodios de avenida. Por otro lado, dicho estudio consideró que el volumen de agua aplicada para riego a toda la superficie del Cuaternario (se estimaron 23900 ha) era de 115 hm<sup>3</sup>/año, y asumió que un 20% de éste agua se infiltra, de tal manera que la alimentación por excedentes de regadío fue estimada en 23 hm<sup>3</sup>/año. Por tanto, las entradas totales al acuífero Cuaternario serían de 69 hm<sup>3</sup>/año. Resulta evidente que tales valores, tal y como fueron estimados pudieron ser válidos en su fecha, pero deben ser profundamente revisados actualmente, pues se han modificado las superficies y técnicas de riego y el origen de las aguas. Las cifras oficiales que figuran en el vigente Plan Hidrológico de la Cuenca del Segura (2015-2021) son 76.2 hm<sup>3</sup>/año de infiltración por lluvia y 18.2 hm<sup>3</sup>/año de retornos procedentes de riego, lo que hace un total de recursos de 94.4 hm<sup>3</sup>/año.



## *Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor*

En el artículo de Jiménez *et al.* (2016), se proporciona el balance estimativo del sistema para el periodo 2000-2011 con un enfoque diferente para evaluar las entradas al acuífero Cuaternario al considerar áreas regadas (37600 ha en un área regable de 674 km<sup>2</sup>) y no regadas (562 km<sup>2</sup>). Debe señalarse que la información de esta publicación arroja unas cifras orientativas del balance que deben ser validadas con medidas de campo de los diferentes elementos que constituyen el balance. En concreto, la recarga al acuífero Cuaternario se cifra en 112 hm<sup>3</sup>/año de los que 66 hm<sup>3</sup>/año se producen en el área regable, y por tanto, en su mayor parte procederían de retornos de riego.

En cuanto a las salidas del acuífero Cuaternario se producen fundamentalmente mediante 1) explotación por bombeo neto, 2) descarga subterránea (o lateral oculta) al Mar Menor, 3) descarga subterránea al Mar Mediterráneo, 4) drenaje en el tramo final de los cauces, 5) infiltración hacia los acuíferos inferiores a través de sondeos, y 6) probablemente a través de su comunicación con el acuífero carbonatado en el sector de Cabezo Gordo.

A nivel de todo el acuífero multicapa, la perspectiva histórica indica que se viene efectuando un uso combinado no planificado de aguas subterráneas y superficiales (aguas procedentes del Trasvase Tajo-Segura y otros), de tal manera que, especialmente por su peor calidad (y no siempre menor coste), las aguas subterráneas son empleadas a nivel de usuarios individuales cuando escasean los recursos del trasvase en el área regable que corresponde mayoritariamente a la Comunidad de Regantes del Campo de Cartagena, aunque también incluiría otras comunidades en la provincia de Alicante que están sobre el acuífero. Los regadíos ubicados fuera de la zona regable del trasvase sólo disponen de aguas subterráneas, que eventualmente pueden complementar con aguas depuradas y recientemente con aguas de mar desaladas.

La cuantificación precisa de la explotación por bombeo en el Campo de Cartagena es sin dudas una materia pendiente y no se dispone de evaluaciones recientes. En el estudio del IGME (1991) se indicaba una explotación por bombeo total de 21 hm<sup>3</sup>/año de los que 2 hm<sup>3</sup>/año se producían en el Cuaternario, 6,3 hm<sup>3</sup>/año en el Plioceno y 12,3 hm<sup>3</sup>/año en el Messiniense. Estas cifras corresponden al año 1990 que fue relativamente húmedo y se han modificado sustancialmente. Según el PHCS 2015-2021 el bombeo es de 88,2 hm<sup>3</sup>/año. Por otro lado, según Jiménez *et al.* (2016) el bombeo es de 104 hm<sup>3</sup>/año, aunque incluye una parte del bombeo del acuífero Triásico de los Victorias. Las dos últimas referencias citadas corresponden a valores medios, y en los tres casos, las cifras son estimaciones, por lo que no se tiene una cuantificación de lecturas directas de contadores instaladas en captaciones.

A nivel de todo el acuífero del Campo de Cartagena, la explotación por bombeo de aguas subterráneas debe ser mayor en valor medio que las aportaciones del Trasvase Tajo-Segura, y en periodos de sequía se incrementa notablemente para atender la demanda de riego, aunque también se produce infradotación de cultivos y reducción de superficies regadas en cultivos herbáceos. En la figura 2 se esquematiza la relación entre orígenes del agua de riego y niveles piezométricos de los distintos acuíferos en el área de San Javier, de tal manera que cuando se reduce la aportación de agua del Trasvase Tajo-Segura, se produce un incremento del bombeo de aguas subterráneas con el consiguiente descenso de niveles piezométricos. Dado que apenas se dispone de periodos largos de registros continuos de niveles piezométricos (diarios o al menos mensuales en una amplia red de control), cuantificación individual de volúmenes de bombeo, ni apenas parámetros hidráulicos, resulta complejo ajustar modelos fiables y ocasiona incertidumbre de los mismos.

Por otro lado, la necesidad de los usuarios por asegurar los recursos hídricos en cantidad y calidad, especialmente en periodos de sequía, ha supuesto la proliferación de pequeñas plantas desaladoras privadas de aguas subterráneas salobres, cuya salmuera de rechazo parece haber estado vertiéndose incontroladamente a salmueroductos con salida a cauces (y reinfiltración

## Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

posterior), o inyectada en pozos en el propio acuífero superior, a falta de una solución eficaz (evacuación, tratamiento u otras) privada o de las administraciones competentes, con el consiguiente impacto ambiental que ello supone a medio y largo plazo. Se desconoce la parte del bombeo total de aguas subterráneas sometido a desalobración cuyo proceso suele generar un 75% de producto y un 25% de salmuera. Estos aspectos deben ser mejor estudiados dada su gran trascendencia ambiental y socioeconómica, pues han supuesto un importante foco de probable incremento de contenidos en nitratos y salinización en general, y, especialmente, por las relaciones hidráulicas que existen con el Mar Menor.

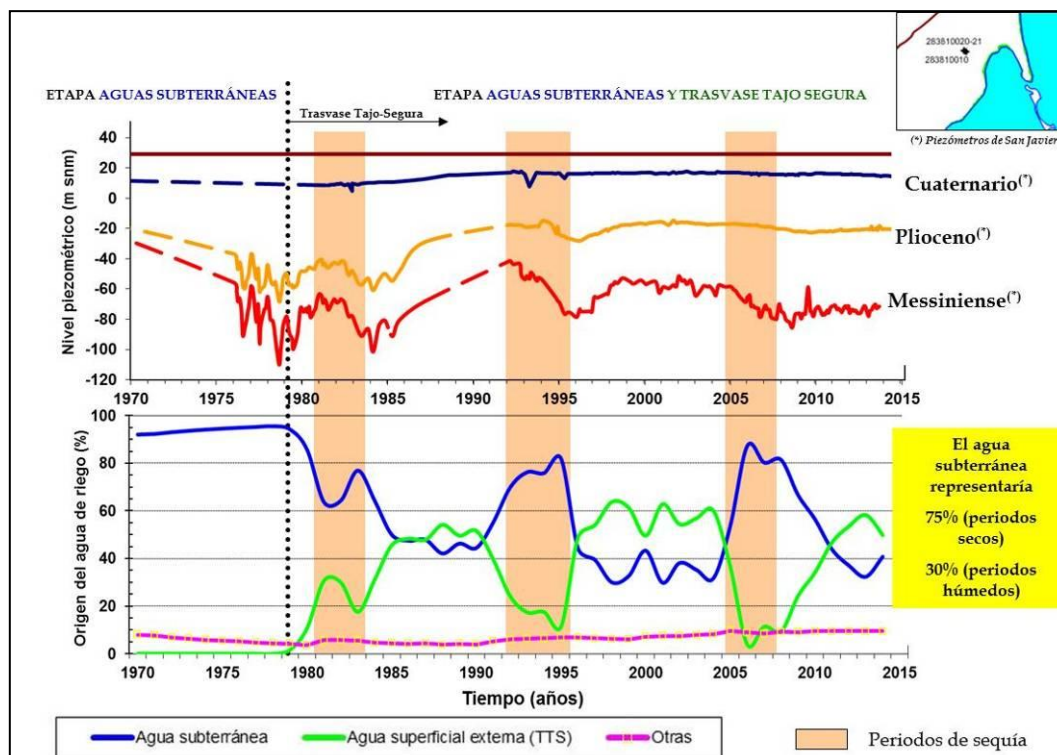


Figura 2. Origen del agua para riego y relación con niveles piezométricos en la parte norte del acuífero del Campo de Cartagena. Nota: porcentajes orientativos suponiendo una demanda total media para regadío de 200 hm<sup>3</sup>/año. Fuente: Elaborado por García-Aróstegui, publicado en Custodio et al. (2016) y Senent-Aparicio et al. (2015).

En cuanto a la comunicación vertical entre acuíferos, dado que el acuífero Cuaternario está fuertemente contaminado por nitratos debido al retorno de riego (y deberían estudiarse otros contaminantes de diversos orígenes no sólo agrícolas o ganaderos), tradicionalmente se ha considerado que existe una transferencia de flujos de agua subterránea y, por tanto, de transporte masa contaminante hacia los acuíferos confinados profundos a través de pozos abandonados y/o mal construidos que comunican tales acuíferos. El estudio del IGME (1991) indicaba una cifra de transferencia desde el acuífero Cuaternario de 37,9 hm<sup>3</sup>/año, de los cuales 23,7 hm<sup>3</sup>/año entran al acuífero Plioceno y 14,2 hm<sup>3</sup>/año al acuífero Messiniense. En la publicación de Jiménez et al. (2016), se hace una primera estimación de 46 hm<sup>3</sup>/año de transferencia hacia los acuíferos profundos. No obstante, la evaluación cuantitativa de los flujos de agua y potenciales contaminantes asociados debe ser de objeto de estudio pues las cifras disponibles presentan alto grado de incertidumbre. Para ello, se requiere un análisis de la representatividad de las redes de monitorización hidroquímica disponibles en cuanto a los acuíferos captados; el análisis hidráulico de las posibilidades de transferencia de flujos acorde a los niveles piezométricos zonales en

## Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

coherencia del modelo geométrico del acuífero multicapa; y las posibilidades de comunicación natural a través de los materiales acuíferos carbonatados de Cabezo Gordo, o en zonas probablemente restringidas de eventual contacto directo entre el acuífero superficial y los profundos.

En la tabla 1 se sintetizan las cifras de los componentes del balance hídrico anteriormente comentados, y se destacan los correspondientes al acuífero Cuaternario. A la vista de las discrepancias entre los diferentes balances disponibles y las incertidumbres anteriormente señaladas, es por lo que se requiere una mejora sustancial del conocimiento habida cuenta de las implicaciones ambientales y socioeconómicas que conllevan.

**Tabla 1. Síntesis de balances hídricos disponibles del Campo de Cartagena (elaborado por García-Aróstegui). Cifras en hm<sup>3</sup>/año. El procedimiento de cálculo de la descarga se refiere a las salidas laterales al Mar.**

Conceptos	IGME 1991		PHCS 2015-2021	Jiménez et al (2016)		
	Cuaternario	Global (Cuaternario, Plioceno y Messiniense)	Global (Cuaternario Plioceno y Messiniense)	Cuaternario	Global (Cuaternario, Plioceno, Messiniense y Triásico Victorias)	
<b>Entradas</b>	Infiltración por lluvia útil	46	50	76,2	-	-
	Retornos procedentes de riego	23	0	18,2	-	-
	<b>Total</b>	<b>69</b>	<b>50</b>	<b>94,4</b>	<b>112</b>	<b>112</b>
<b>Salidas</b>	Bombeos	2	21	88,2	?	104
	Laterales al Mar (fundamentalmente Mar Menor)	5	5	6,19	68	68
	A otros acuíferos	38	1	-	46	0
	Pérdidas	-	-	-	2	2
	<b>Total</b>	<b>45</b>	<b>27</b>	<b>94,4</b>	<b>116</b>	<b>174</b>
<b>Balance</b>	24	24	0	-4	-62	
<b>Observaciones</b>	El balance positivo se traduce en importantes ascensos del nivel piezométrico en el Cuaternario que provocan problemas de drenaje en las zonas bajas		Equilibrado. Las descargas al mar también incluyen descargas ambientales (1.19 hm <sup>3</sup> /año)	Equilibrado en valor medio	Sobreexplotación de acuífero Triásico-Victorias y determinadas partes del Messiniense. En periodos de sequía debe incrementarse el bombeo en el acuífero Cuaternario, ligado a desalobración	
<b>PROCEDIMIENTO DE CÁLCULO DE DESCARGA</b>	Sobre una piezometría del año 2008 con gradiente del 3 por mil, una transmisividad de 48 m <sup>2</sup> /día y 29 km de frente costero		Acepta el valor de IGME (1991)	Distribución de la recarga (obtenida por modelo hidrológico) entre descarga al Mar Menor (60%) y transferencia a acuíferos inferiores (40%), según artículos previos		

Desde un punto de vista hidrodinámico, las curvas isopiezas son sub-paralelas a la línea de costa para el acuífero Cuaternario, es decir existe un flujo subterráneo evidente hacia el Mar Mediterráneo y hacia el Mar Menor (Figura 3). El trazado de las isopiezas indica un eje de flujo no coincidente con la rambla del Albuñón, salvo en la parte cercana a la desembocadura, lo pone de manifiesto una escasa relación hidráulica entre la rambla del Albuñón. En 2016, se han observado niveles piezométricos negativos al sureste del acuífero que implicarían un proceso de intrusión marina. En lo que concierne a los acuíferos Plioceno y Messiniense, la piezometría y sentido del flujo subterráneo se encuentran alterados por el régimen de bombeos. Existen dudas sobre la descarga de tales acuíferos confinados en régimen natural. A principios del siglo XX estos acuíferos confinados presentaban carácter artesiano en el entorno de San Javier. El incremento de la explotación desde los años 20 del pasado siglo con fines agrícolas dio lugar a una inversión de los gradientes hidráulicos verticales que probablemente se produjo en la década de los años 50 (Baudron *et al.*, 2014). Tras la llegada del TTS en 1979, se comenzó a producir un aumento de la recarga con la consiguiente subida del nivel de las aguas subterráneas del acuífero libre, provocando la construcción de drenajes en zonas bajas, al tiempo que aumentaba la descarga de

## Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

aguas subterráneas probablemente contaminadas por nitratos en la laguna del Mar Menor. En la figura 2 se presenta la relación entre piezometría y origen del agua de riego, de tal manera que en periodos secos se reduce la aportación de aguas del trasvase Tajo-Segura (TTS), se incrementa el bombeo de aguas subterráneas y bajan los niveles piezométricos.

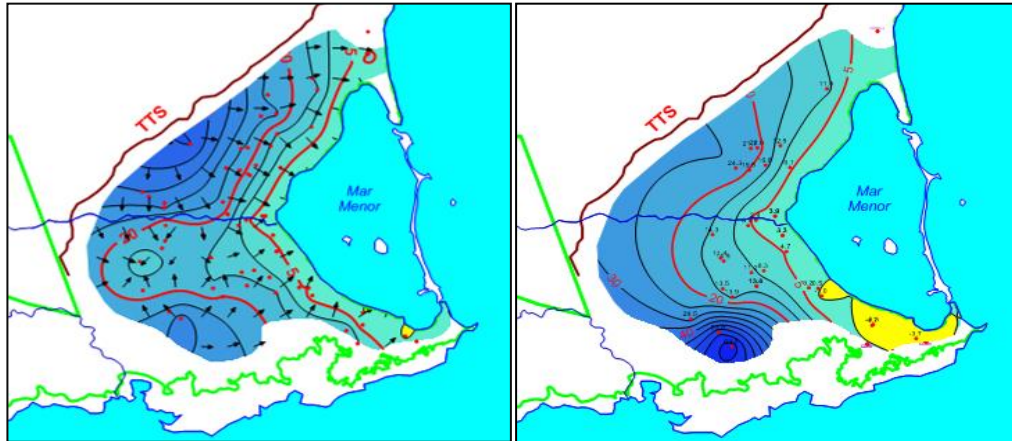


Figura 3. Mapas de isopiezias (cotas en metros s.n.m. del agua subterránea) y sentido del flujo subterráneo del acuífero Cuaternario en Octubre de 2009 (izquierda) y octubre de 2016 (derecha). Fuente: Elaborado por García Aróstegui (IGME), y Paul Baudron, Isalyne Blondet y Daniele Taddei (Universidad Politécnica de Montreal), con datos de campañas de F-IEA, INUAMA e IGME en 2009 y POLYMTL, IGME y UPCT en 2016.

### 4.- Acuíferos en conexión con el Mar Menor.

De acuerdo con la información disponible, el único acuífero que presenta conexión hidráulica directa con el Mar Menor es el Cuaternario (Figura3). A los efectos de simplificación, es importante señalar que en los estudios hidrogeológicos de acuíferos libres costeros, como es el caso, usualmente se considera el propio borde costero como uno de los límites laterales, obviando que el material acuífero suele tener continuidad en el mar pero dado que el agua subterránea contenida es salada, se considera que no tiene mayor transcendencia de cara al empleo de los recursos. En el caso que nos ocupa, hay ciertas particularidades que podrán requerir considerar la parte marina, pues puede tener repercusiones de interés en el funcionamiento hidrológico y balance hídrico general del Mar Menor.

El esquema general de funcionamiento del acuífero Cuaternario es relativamente simple. En régimen natural la recarga se producía únicamente por infiltración de la lluvia útil sobre los afloramientos que ocupan la mayor parte del Campo de Cartagena y las descargas se producían probablemente a cauces en el sector litoral y fundamentalmente, de forma subterránea, al Mar Menor y Mar Mediterráneo a lo largo de todo el borde costero con fluctuaciones relacionadas con periodos secos y húmedos. En la actualidad la recarga es significativamente mayor que en régimen natural y las descargas se siguen realizando al Mar Menor y Mar Mediterráneo, si bien estarán condicionadas por el bombeo existente y la eventual transferencia a los acuíferos profundos de forma natural o a través de sondeos.

En lo que concierne estrictamente al contacto del acuífero con el Mar Menor, la figura 4 muestra un esquema conceptual de los flujos intervinientes y probablemente es válido para la mayor parte de los acuíferos detríticos libres en contacto con una masa de agua libre de mayor densidad. Es

## *Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor*

muy importante insistir en el carácter esquemático de este sistema que para ser asumido como esquema real que cuantifique los flujos indicados requiere de información no disponible en muchos de los casos.

La mayor densidad del agua salina, especialmente en el caso del Mar Menor (de salinidad mayor que el Mar Mediterráneo), da lugar a que se establezca lo que se conoce como interfaz agua dulce-agua salada (téngase en cuenta que en el Campo de Cartagena, en sentido estricto, el agua dulce, esto es, el agua de la parte terrestre, es en realidad un agua salobre por causas naturales y antrópicas). Si se considerase una interfaz neta (en realidad es una zona de mezcla) y teniendo en cuenta las densidades esperables del agua dulce y salada de la zona, se quedaría situada a unas 30-35 veces la altura del nivel piezométrico, es decir, si el nivel piezométrico es de 1 m s.n.m., la interfaz estaría a 30-35 m bajo el nivel del mar. Dicha interfaz, por tanto, se moverá en función de las fluctuaciones del nivel piezométrico y es, junto con fenómenos de ascenso vertical por bombeo (conocido como upconing), lo que provocó, en la década de los años 70, problemas locales de contaminación por intrusión marina que tras el incremento de la recarga a raíz de la llegada de las aguas del Trasvase Tajo-Segura debió generar un proceso de retroceso de la interfaz.

La descarga de agua dulce (salobre) hacia la laguna se produce, por tanto, a lo largo del borde costero en una franja relativamente estrecha de la orilla, y es función de la piezometría y de los parámetros hidráulicos, lo que implica la necesidad de conocer, al menos, los espesores del acuífero en el borde de contacto (prospección geofísica y sondeos de reconocimiento), las permeabilidades (ensayos de bombeo) y los gradientes hidráulicos (piezómetros de control). Los caudales de descarga deberán presentar cierta variabilidad espacial (a largo del frente de contacto), y temporal habida cuenta de respuesta inercial del acuífero. Los datos disponibles para conocer con fiabilidad los caudales de descarga son muy escasos. En el “Estudio hidrogeológico del Campo de Cartagena” (IGME, 1991), se indica que las salidas al Mar Mediterráneo y Mar Menor representan un mínimo de 5 hm<sup>3</sup>/año, y esta cifra se obtiene mediante cálculo hidráulico tras considerar los gradientes de un mapa de isopiezas del año hidrológico 1988-89, y tomando como representativo un único valor de transmisividad de 48 m<sup>2</sup>/día. La cifra indicada ha sido sistemáticamente mantenida y referida en numerosos estudios a lo largo de los años para las entradas de agua subterránea al Mar Menor, y continúa siendo la cifra actual oficial que se maneja en el vigente Plan Hidrológico de la cuenca del Segura, añadida a 1,19 hm<sup>3</sup>/año de descarga ambiental.

Tal y como se ha puesto de manifiesto en diferentes reuniones mantenidas en el seno del Comité Científico, resulta obvia la necesidad de disponer de datos para actualizar la cifra oficial antes indicada, por las implicaciones que conlleva de cara a conocer los caudales de descarga, y por tanto, las entradas de nitratos y otros contaminantes a la laguna. En este sentido se dispone de algunos valores indirectos que indican que, probablemente, los caudales de descarga sean significativamente mayores, pero deben ser validados con una mejora del conocimiento de los parámetros antes indicados. En concreto, en un artículo de Senent *et al.* (2009) (Libro IEA “Mar Menor: estado actual del Conocimiento científico”), figura un modelo de flujo preliminar con unas salidas por drenaje superficial de 18,3 hm<sup>3</sup>/año, una descarga subterránea al Mar Menor de 7,6 hm<sup>3</sup>/año (principalmente concentrada en el tramo de costa situado al norte de la desembocadura de la rambla del Albuñón), y unas salidas al Mar Mediterráneo de 3,1 hm<sup>3</sup>/año, al norte de San Pedro del Pinatar. Finalmente, en el artículo científico de Jiménez *et al.* (2016), se indica que, para el periodo 2000-2011, la descarga subterránea (fundamentalmente al Mar Menor, aunque en parte también al Mar Mediterráneo) podría alcanzar un 60% de la recarga (unos 68 hm<sup>3</sup>/año), si bien se manifiesta que son datos indirectos con una elevada incertidumbre en la cuantificación de todas las variables que componen el balance hídrico, y no se tiene en cuenta el bombeo en el acuífero Cuaternario (Tabla 1). En cualquier caso, se considera que la descarga subterránea puede ser

## Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

superior a las entradas superficiales generadas por escorrentía estimadas en 8-12 hm<sup>3</sup>/año.

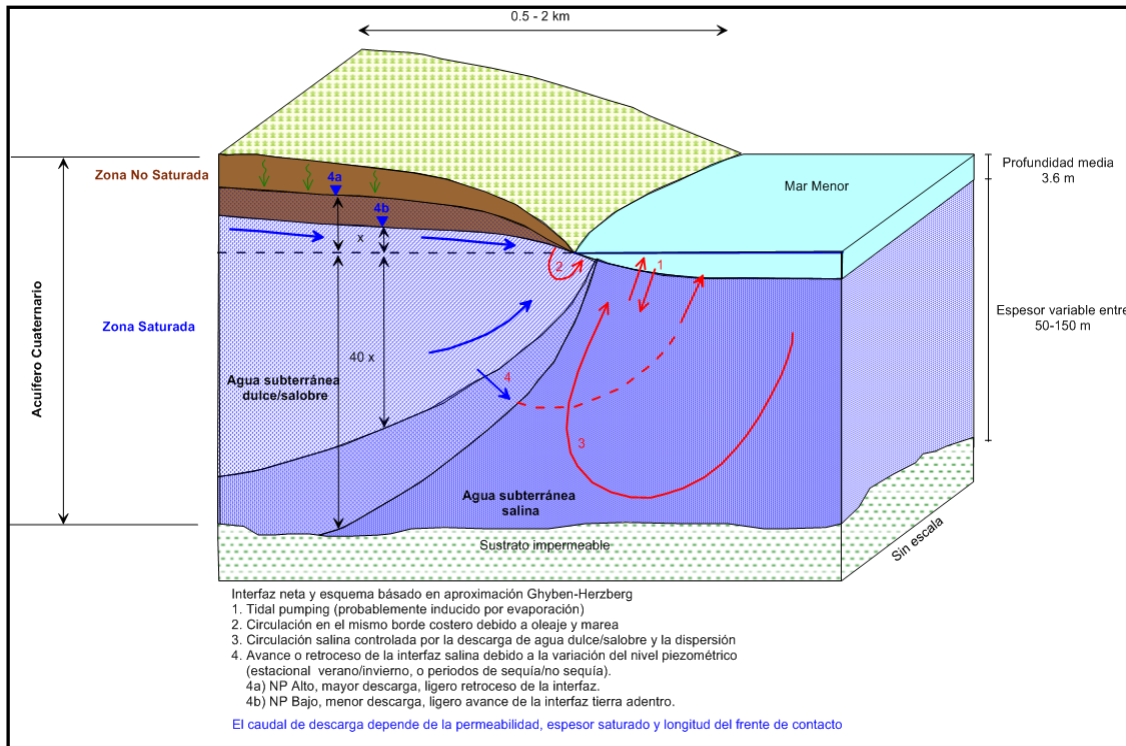


Figura 4. Esquema conceptual básico del acuífero Cuaternario del Campo de Cartagena en contacto con el Mar Menor. Nota: No se incluye la relación con el Mar Mediterráneo a través de las golas ni de la barra arenosa.

En lo que concierne a la parte marina, como se ha comentado anteriormente, se insiste en que la base del Mar Menor apoya sobre materiales acuíferos del Cuaternario. Esto implica que se puede producir una circulación de flujos entre la lámina de agua libre del Mar Menor y la zona saturada salina del acuífero, con independencia de que pueda existir con carácter local o generalizado una cierta reducción de la permeabilidad debido al sedimento limoso-arcilloso, que conlleva dificultad hidráulica en esta transferencia (menor conductancia hidráulica). Tales flujos serían de agua salada, y vienen inducidos por el movimiento del agua necesario para mantener la interfaz agua dulce-agua salada, la evaporación de la lámina de agua del Mar Menor e indirectamente, por el efecto de entrada de agua del mar Mediterráneo por las golas y la barra arenosa del Mar Menor. Este sistema de flujos de agua (y masa) es complejo y, por ello, el establecimiento del balance hídrico del Mar Menor también resulta difícil de conocer sin disponer de equipos de medida. Desde el punto de vista del agua subterránea, es realmente importante verificar tales flujos (probablemente mediante piezómetros de control dentro del Mar Menor), pues ayudaría a justificar parte de la movilización de los aportes de nutrientes y contaminantes a través del sedimento. La investigación científica plasmada en el artículo de Baudron *et al.* (2015), ha determinado mediante isótopos del radón-222, que la descarga submarina de agua subterránea, que incluye agua dulce/salobre de la parte terrestre (la citada en el párrafo anterior) y salina del Mar Menor, estaría comprendida entre 220±50 hm<sup>3</sup>/año (según campaña de julio de 2011) y 45 ± 30 hm<sup>3</sup>/año (según campaña de enero de 2012), por lo que se podría estimar un valor medio de 133 hm<sup>3</sup>/año. Se insiste en que esta descarga subterránea incluye agua dulce y salina, y en cualquier caso implica un aporte de nutrientes y contaminantes (probablemente metales en la parte sur de la laguna) que deber ser cuantificado ya que puede ser significativo. Recientemente, en octubre de 2016 y enero

## *Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor*

de 2017, la Universidad Politécnica de Montreal en colaboración con el IGME y la UPCT, ha repetido las campañas de medidas y los resultados están siendo actualmente interpretados.

Una consideración aparte también merece el caso particular de la Manga del Mar Menor, de la que apenas se tienen datos. Los tramos de barra arenosa constituyen un acuífero con presencia de aguas dulces a salobres y se puede plantear un esquema similar al de la figura 5, si bien, en este caso existirán dos interfaces opuestas (efecto isla), una para la parte del Mar Menor y otra para la del Mediterráneo. Los contaminantes en este caso serán de origen urbano y, si alcanzan la zona saturada del acuífero circularán hacia el Mar Menor o hacia el Mar Mediterráneo en función de los gradientes hidráulicos y tal vez condicionados también por los efectos de la marea.

## **5.- Contaminación por nitratos y otras sustancias**

Una característica que conviene señalar, común en medios detríticos como es el acuífero Cuaternario del Campo de Cartagena, es el carácter inercial de los flujos subterráneos lo que implica que las velocidades reales a través del medio poroso son lentas, del orden de varios metros/día y, por tanto, los tiempos de tránsito de los contaminantes en el acuífero hasta la salida al Mar pueden ser elevados (varios años en función de la distancia al Mar). Todo ello pone de manifiesto una vez más la necesidad de protección de los acuíferos ya que además de almacenar elevados volúmenes de agua, una vez contaminados, su recuperación resulta muy difícil y costosa.

La Directiva 91/676/CEE, de 12 de Diciembre relativa a la Protección de las Aguas contra la contaminación producida por nitratos de origen agrario, traspuesta al ordenamiento jurídico español en el Real Decreto 26/1996, de 16 de Febrero, imponen a los estados miembros una serie de obligaciones entre las que destacan la identificación de las masas de agua afectadas, la designación de zonas vulnerables a la contaminación por nitratos de origen agrario, la elaboración de un Código de Buenas Prácticas Agrarias, la confección de programas de actuación para reducir los nitratos y la emisión de informes de situación a partir del seguimiento periódico de la calidad de las aguas. El objetivo último que se pretende con la Directiva es la reducción de la contaminación causada por los nitratos de origen agrario que son la principal causa de la contaminación difusa que afecta a las aguas de la Unión Europea.

A nivel conceptual dentro de los acuíferos europeos, el origen natural del nitrógeno presente en las aguas subterráneas está relacionado con aportes procedentes de las precipitaciones, con la fijación en el suelo producida por las plantas, por la síntesis de nitrógeno y oxígeno en la atmósfera, y por la presencia de determinadas formaciones ricas en este elemento. Sin embargo suele considerarse que son las actividades agrarias las que aportan la mayor parte del nitrógeno que se encuentra en las aguas subterráneas. De esta manera, las prácticas agrícolas (abonado y riego) constituyen por su amplitud y volúmenes de aplicación un factor importante de alteración de la calidad de las aguas, aunque las fuentes puntuales de contaminación pueden repercutir, de forma intensa y localizada, sobre áreas concretas. El uso moderado de fertilizantes y abonos nitrogenados es necesario para mejorar la productividad de las cosechas ya que, no tenidos en cuenta los elementos carbono, oxígeno e hidrógeno, el nitrógeno es el más requerido por los vegetales, y la fertilización de los cultivos viene a suplir la escasa presencia natural del nitrógeno en el suelo. Sin embargo, prácticas agrarias inadecuadas, dotaciones elevadas de agua o riegos mal planificados, o incluso eventos de lluvia imprevistos pueden conducir buena parte de este nutriente, fuera del alcance radicular de la plantas, yendo a parar finalmente a la zona saturada del acuífero, lo que en muchos casos es difícil de evitar.

Desde el punto de vista hidroquímico, las aguas subterráneas del Campo de Cartagena presentan



## *Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor*

una relativa alta salinidad, tanto de origen natural, por los procesos de evapoconcentración y la presencia de materiales evaporíticos en algunas zonas de los acuíferos profundos, como antrópico, por prácticas agrarias que implican proceso de recirculación para los retornos de riego. Por sus condiciones de afloramiento, carácter libre y escasa profundidad del nivel freático, el acuífero Cuaternario es el más vulnerable a procesos de contaminación. La facies hidroquímica es clorurada-sulfatada mixta. El contenido medio en nitratos en pozos del Cuaternario cercanos al Mar Menor (menos de 1 km del borde costero) supera los 200 mg/L. Si se tiene una descarga subterránea de tan sólo 5 hm<sup>3</sup>/año (cifra oficial), las entradas al Mar Menor serían de 1000 toneladas/año de nitrógeno expresado como nitrato, pero esta cifra podría llegar a ser de 13600 toneladas/año, si se considera una descarga media de 68 hm<sup>3</sup>/año.

Recientemente, el IGME en colaboración con la CARM, ha efectuado ensayos en lisímetros con cultivo de lechuga y distintos patrones de abonado, y los lixiviados han presentado valores entre 50 y 660 mg/L de nitrato, con un valor medio de 244 mg/L. Los datos preliminares indican que suponiendo que esta experiencia a escala reducida fuese extrapolable al resto de cultivos hortícolas, el aporte mínimo de nitrógeno en forma de nitrato al acuífero sería de 3300 toneladas/año, equivalentes a 20 kg N/ha/año (en área regada), pero las cifras deben presentar gran variabilidad espacio-temporal. Los contenidos en nitratos en las aguas subterráneas del acuífero Cuaternario en la zona declarada vulnerable presentan valores superiores a 200 mg/L, como consecuencia de tales entradas y de los procesos de recirculación y evapoconcentración actuando durante varias décadas. Es de esperar que con estos valores de entradas de nitratos a las aguas subterráneas y las reservas estimadas para el acuífero Cuaternario (unos 1800 hm<sup>3</sup>, que resultarían de considerar 55 m de espesor saturado por 674 km<sup>2</sup> de zona regable y 4-5% de porosidad eficaz), el nitrato acumulado durante décadas en el acuífero debe superar las 300000 toneladas, sin contar aquel que está presente en el suelo y en tránsito por la zona no saturada. Dicho ion nitrato apenas queda retenido en el medio y es transferido desde la zona saturada a los diferentes elementos que constituyen las salidas del acuífero (bombeos, descargas laterales y a otros acuíferos). Estas cifras de acumulación de nitrato dan idea de la magnitud del problema de cara a plantearse una reducción poco realista a valores por debajo de los 50 mg/L que plantea la Directiva de nitratos y es prácticamente hace inviable la recuperación planteada por la Directiva Marco del Agua. No obstante hay que ser consciente de las incertidumbres en las cifras proporcionadas, y se remarca la necesidad de mejorar las estimaciones y estudios detallados con sesgo agronómico e hidrogeológico incidiendo en la cuantificación del aporte, almacenamiento y transporte de contaminantes en el acuífero.

### Otros contaminantes

El límite sur del Campo de Cartagena, la denominada Sierra de Cartagena-La Unión, constituye un distrito minero de Ag, Pb, Zn, Cu, Fe y Mn en depósitos de sulfuros estratoligados, que se han explotado desde hace más de tres mil años. Desde que se puso en marcha el programa de cierre, en 1991, el área ha permanecido abandonada. Este distrito minero constituye un complejo acuífero de rocas duras con varios sectores y con un área de afloramiento de unos 100 km<sup>2</sup>, en el que la hidrología subterránea se ha visto muy modificada por más de 3000 tiros de mina abiertos y miles de kilómetros de galería de explotación subterránea. Mientras que la recarga se produce a partir de la infiltración de la precipitación, la descarga se produce por una intensa evaporación desde tiros de mina, pozos a cielo abierto, descarga por pequeños manantiales, filtraciones de socavones y el drenaje al mar Mediterráneo y al Campo de Cartagena. También existe explotación de aguas subterráneas por bombeo. El flujo de agua subterránea está controlado por la minería subterránea (socavones) y las fallas y diaclasas, con una dirección que sigue el sistema de fallas N130E y las tendencias en las obras subterráneas. Se han observado diferencias de niveles de agua superiores a 100 metros en puntos muy cercanos (60 m), lo que da idea de la complejidad del flujo subterráneo incluso a pequeña escala. El IGME no dispone de estudios específicos sobre



## *Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor*

la relación entre la sierra Minera y el Mar Menor, por lo que se remite a investigaciones realizadas por otros grupos, que a nivel de síntesis puede verse en Jiménez *et al.* (2016).

Es importante señalar el papel que puede jugar el fósforo, que en las aguas subterráneas naturales suele encontrarse en forma de ortofosfato. Al igual que el nitrato, es un nutriente esencial para las plantas pero se encuentra en concentraciones mucho menores que éste, probablemente por su acusada tendencia a formar iones complejos y compuestos de baja solubilidad con un extenso número de metales y por ser adsorbido por sedimentos hidrolizados, especialmente minerales de la arcilla, en el suelo. Las principales fuentes de fosfatos se asocian a la disolución de rocas ígneas o sedimentarias marinas, a los fertilizantes fosfatados, a las aguas residuales de origen urbano (detergentes) o ganadero, etc... No se ha realizado ninguna interpretación específica del papel que puede jugar este elemento en el Mar Menor derivado de la valoración de las entradas subterráneas dado que apenas se dispone de datos que permitan establecer conclusiones fiables.

Conviene advertir que en este informe no se han valorado, por no disponer de información suficiente, otras posibles fuentes de contaminación del Mar Menor a través de la descarga subterránea, en las que cabe señalar la 1) infiltración de vertidos y/o drenajes de origen urbano en la cuenca vertiente y, especialmente, en las localidades litorales, 2) lixiviados de metales pesados en la parte sur, parcialmente procedentes de la Sierra Minera de Cartagena vertiente al Mar Menor (antes comentados), y 3) otros contaminantes de origen agrícola o ganadero.

## **6.- Consideraciones sobre los aportes superficiales visibles a través de la rambla del Albuñón y relación acuífero-rambla.**

La rambla del Albuñón es un cauce de agua no permanente con caudales fundamentalmente ligados a eventos tormentosos de cierta significación generados en la cuenca vertiente de 773 km<sup>2</sup>. La inexistencia de una estación de aforo oficial con datos que registren al menos estos caudales punta, y la alta antropización de la cuenca vertiente hace que las estimaciones de caudales sean siempre aproximadas y basadas en modelos hidrológicos difíciles de calibrar. Se han efectuado algunas investigaciones que han realizado aforos puntuales durante un determinado periodo de tiempo pero no existen registros continuos, y de ahí la disparidad de cifras que suelen aparecer en distintos documentos.

Tras la llegada de las aguas del Trasvase Tajo-Segura, durante la década de los años 80 se produjo un aumento del nivel piezométrico (véase balance del estudio del IGME, 1991), que probablemente indujo mayores descargas subterráneas al Mar Menor y la generación de un cierto caudal en los últimos 4-5 km del tramo final de la rambla del Albuñón en determinados momentos del año. Los análisis hidrológicos de la relación acuífero-rambla han sido abordados en algunos estudios previos pero hasta el momento no han sido contratados con estudios hidrogeológicos de detalle para establecer las cotas piezométricas en el acuífero y en el cauce. Por otro lado, los aforos puntuales realizados en la zona incluyen caudales superficiales de diferentes orígenes con fuertes variaciones intra e interanuales: escorrentía superficial, escorrentía subterránea, aportaciones de drenajes agrícolas en sentido estricto, aguas de origen urbano (muy reducidas en la actualidad) y aguas de rechazo procedentes de la desalobración de aguas subterráneas, cuyo inicio puede situarse a mediados de la década de los años 90 del siglo XX (Albacete-Carreira *et al.*, 2001), y los caudales han sido variables hasta que fueron intersectadas en agosto de 2016.

Desde el año 2009, el IGME ha venido participando en proyectos con diferentes objetivos en los que se han tomado algunas muestras de la rambla del Albuñón. En muestreos de campo



## *Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor*

realizados desde al menos 2011, y hasta el verano de 2016 se ha constatado que el agua que sale directamente al Mar Menor ha procedido casi de forma mayoritaria del vertido de salmueras (tuberías de descarga bajo el puente existente a unos 160 m de la desembocadura), procedentes de desalobración de aguas subterráneas posiblemente del sector de La Palma-Rambla de Miranda. El contenido medio en nitratos en 2014-2016 (muestras de 27-mar-14, 20-nov-15, 01-feb-16 y 16-mar-16) fue de 350 mg/L, y los caudales de descarga de la rambla del Albuñón se estimaron de forma grosera en unos 300 L/s, de tal manera probablemente se alcanzó un cifra de vertido de unas 3300 toneladas/año de forma directa procedentes de la desalobración de aguas subterráneas. Durante el año hidrológico 2015-16, los caudales de descarga de drenajes agrícolas aguas arriba del punto de vertido fueron muy reducidos e inexistente la descarga del acuífero a la rambla.

La interpretación preliminar de los recientes eventos hidrológicos del 17-19 de diciembre de 2016 y 18-20 de enero de 2017, indican que los niveles piezométricos del acuífero han subido entre 1 y 3 m en la zona situada al este del canal del Trasvase, con una importante recarga del acuífero que podría llegar a superar los 100 hm<sup>3</sup> entre ambos episodios. En el tramo final de la rambla del Albuñón se estaría produciendo descarga del acuífero a la rambla manteniendo de esta manera los caudales de base en la desembocadura. Esta descarga al cauce se irá reduciendo a lo largo del año a medida que bajen los niveles piezométricos como respuesta natural y por la puesta en funcionamiento de captaciones de bombeo. A fecha de emisión de este informe, se observa que a lo largo del borde costero existe descarga subterránea que está siendo especialmente patente en zonas como los humedales de la Hita, o la Marina del Carmolí, donde el agua subterránea se encuentra prácticamente en superficie (a menos de un metro de profundidad).

## **7.- Consideraciones sobre la mitigación de los impactos.**

El problema de la “Contaminación por nitratos y plaguicidas, disminución de la calidad físico-química en el Campo de Cartagena y afección al Mar Menor” es considerado por el Organismo de cuenca como uno de los principales problemas dentro del Esquema de Temas Importantes del ciclo de planificación hidrológica 2015-21. Las medidas consideradas en el Plan son las siguientes: 1) Ampliación de la zona vulnerable del Campo de Cartagena para que considere la totalidad de la superficie de la masa de agua subterránea incluyendo el Triásico de los Victorias; 2) Declaración como zona vulnerable de la totalidad de la superficie de la masa de agua de la Sierra de Cartagena; 3) Implantación de planes de actuación en las zonas vulnerables. Aplicación de buenas prácticas agrícolas y sustitución del uso de fertilizantes que contengan sustancias contaminantes por otros neutros. Los planes de actuación deberán recoger medidas para el tratamiento de los purines de la ganadería intensiva de porcino; 4) Implantación de planes de reducción del uso de plaguicidas en la superficie agraria de la zona vulnerable del Campo de Cartagena; 5) Sellado del tramo del acuífero Cuaternario de pozos en funcionamiento y con extracción de recursos del acuífero Plioceno, para que la contaminación provocada por nitratos en el acuífero del Cuaternario no afecte también a los acuíferos profundos del Plioceno y Messiniense. Relleno con material impermeable de los pozos abandonados; 6) Construcción de una batería de pozos cercanos al Mar Menor y/o drenajes, cuyo objeto sea impedir que los aportes subterráneos de la masa de agua subterránea lleguen al Mar Menor, desnitrificación y vertido al Mediterráneo. Ejecución de estudios hidrogeológicos para determinar la ubicación de estos pozos, de forma que no supongan un riesgo de intrusión marina para la masa subterránea.

Todas las alternativas de mitigación antes mencionadas requieren de análisis específicos de viabilidad sustentados en la mejora del conocimiento, con especial hincapié en la componente subterránea del flujo. Resulta clave disponer de información complementaria para mejorar las



## *Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor*

estimaciones, cifras y datos disponibles, si bien parece que las descargas subterráneas desde la parte terrestre deben ser varias veces superiores a la cifra oficial del Plan Hidrológico y considerablemente mayor que las entradas superficiales generadas por escorrentía. Asimismo, los flujos hídricos del acuífero Cuaternario (salino) bajo la lámina agua del Mar Menor pueden ser un factor importante a considerar. En particular, las incertidumbres en algunos aspectos clave de la hidrogeología de la zona, puestas de manifiesto en este informe, exigen la puesta en marcha de estudios de detalle que permitan estimar con mayor precisión los flujos de descarga y la transferencia de masa desde el acuífero Cuaternario al Mar Menor, para lo cual, en una primera fase, requerirá las siguientes tareas: 1) Campañas de prospección geofísica en el sector litoral para la determinación de la geometría, espesores del acuífero y emplazamientos favorables de sondeos piezométricos; 2) Establecimiento de una red de monitorización hidrogeológica permanente del entorno del Mar Menor mediante la ejecución de sondeos piezométricos (eventualmente con algún sondeo dentro del Mar Menor), que permitan definir los espesores reales del acuífero en el frente de contacto; 3) Ensayos de bombeo y de laboratorio para la determinación de parámetros hidráulicos y testificaciones en sondeos incluyendo medidas de velocidades de flujo; 4) Trabajos de campo y gabinete para la actualización del inventario de puntos de agua, incluyendo cuantificación de la explotación por bombeo y toma de datos básicos; 5) Campañas piezométricas periódicas e instalación de sensores de registro continuo en sondeos (niveles de agua subterránea, temperatura, conductividad eléctrica y eventualmente contenido en nitratos); 6) Campañas periódicas de toma de muestras de agua subterránea, estudio hidroquímico y análisis de la relación con los ciclos biogeoquímicos y efectos de los humedales actuales; 7) Estimación de la recarga en zona costera mediante parcelas experimentales (con y sin cultivos); 8) Modelización del flujo subterráneo y transporte en el área costera y cálculo preciso de la descarga subterránea en términos de caudales y masa, incluyendo el análisis de la posición de la zona de mezcla agua dulce-agua salada. En una segunda fase algunas de estas tareas deberán extenderse a toda el ámbito de los acuíferos del Campo de Cartagena.

De forma preliminar, los métodos para reducir la transferencia subterránea de nitratos y otros contaminantes al Mar Menor deben enfocarse desde la actuación en origen o en destino. En el primer caso, las actuaciones previsiblemente tendrán efectos muy diferidos en el tiempo habida cuenta de la elevada masa de nitrato ya presente en el acuífero superior del Campo de Cartagena, y en la zona no saturada fuera del alcance de las raíces, motivo por el cual incluso el propio Plan Hidrológico 2015-2021 prorroga los objetivos medioambientales y establece objetivos menos rigurosos para 2027 en la que se plantea reducir los contenidos en nitratos a 135 mg/L. Con independencia de que se deban realizar esfuerzos a nivel de prácticas agrarias y otras actuaciones para contaminantes de otros orígenes, siempre existirá un flujo subterráneo hacia el Mar Menor que habrá que reducir hasta valores razonables que eviten problemas de intrusión marina, y para ello habrá que reducir el gradiente hidráulico, posiblemente mediante el incremento del bombeo en el acuífero Cuaternario y/o la intersección del flujo subterráneo en el borde costero con sistemas de drenaje y bombeo paralelos a la costa, además de otras medidas relacionadas con los humedales costeros, y otras actuaciones puntuales de recarga artificial. Teniendo en cuenta la existencia de zonas urbanas, infraestructuras y humedales litorales, probablemente haya que conjugar distintas actuaciones que serán complejas en su diseño y costosas en su ejecución. En cualquier caso, la implementación de estas medidas resulta necesaria y de gran importancia para conseguir una mejora del estado ecológico de las masas de agua del Campo de Cartagena-Mar Menor manteniendo los estándares y expectativas de desarrollo económico de la región.

## *Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor*

### REFERENCIAS

- Albacete-Carreira, M., Solís García-Barbón, L., Quintana, J.L., Gil-Morgado, F., Gómez Plaza, A., Gómez-Cuevas, A. y Sánchez-Merlos, M., 2001. Bases para una gestión sostenible de las aguas subterráneas del Campo de Cartagena. *Hidrogeología y Recursos Hidráulicos*, tomo XXIII, pp. 13-24
- Baudron, P., Barbecot, F., García-Aróstegui, J.L., Leduc, C., Travi, Y., Martínez-Vicente, D. 2014. Impacts of human activities on recharge in a multilayered semiarid aquifer, Campo de Cartagena, SE Spain). *Hydrological Processes*, 28, 2223-2236. <http://dx.doi.org/10.1002/hyp.9771>
- Baudron, P., Cockenpot, S., Castejón, F.L., Radakovitch, O., Gilabert, J., Mayer, A., García-Aróstegui, J.L., Martínez-Vicente, D., Leduc, C., Claude, C. 2015. Combining radon, short-lived radium isotopes and hydrodynamic modeling to assess submarine groundwater discharge from an anthropized semiarid watershed to a Mediterranean lagoon (Mar Menor, SE Spain). *Journal of Hydrology*, 525, 55-71. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.03.015>
- Custodio, E., Andreu-Rodes, J.M., Aragon, R., Estrela, T., Ferrer, J., Garcia-Arostegui, J.L., Manzano, M., Rodríguez-Hernández, L., Sahuquillo, A., del Villar, A. 2016. Groundwater intensive use and mining in south-eastern peninsular Spain: Hydrogeological, economic and social aspects. *Science of the Total Environment*, 559, 302-316. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.02.107>
- García-Aróstegui, J.L., Jiménez-Martínez, J., Baudron, P., Martínez-Vicente, D., Senent, M., Guerra, J. 2012. Geometría del acuífero del Campo de Cartagena e implicaciones en el funcionamiento hidrogeológico. En: *Nuevas aportaciones al conocimiento de los acuíferos costeros*. *Hidrogeología y Aguas Subterráneas*, 29: Madrid, España. Instituto Geológico y Minero de España, p. 439-450.
- García Aróstegui, J.L., Aragón Rueda, R., Hornero Díaz, J., Trujillo Toro, C, Guardiola Albert, C., Fornés Azcoiti, J.C., Candela Lledó, L., Jiménez Martínez, J., Elorza Tenreiro, F.J., Soler Manuel, M., del Castillo Sánchez, V., González Barberá, G., García García, J., Erena Arrabal, M. (2009). Caracterización del acuífero Cuaternario del Campo de Cartagena y modelización matemática en el contacto con el Mar Menor. Informe del proyecto financiado por la Fundación Séneca (Nº Expediente 08825/PI/08). Disponible en: [http://info.igme.es/SIDIMAGENES/155000/322/155322\\_0000001.PDF](http://info.igme.es/SIDIMAGENES/155000/322/155322_0000001.PDF)
- García-Aróstegui, J.L., Jiménez-Martínez, J.; Baudron, P.; Hunink, J.; Contreras, S.; Candela, L. 2016. Las aguas subterráneas en el Campo de Cartagena-Mar Menor. En: León, V.M y Bellido J.M. *Mar Menor: una laguna singular y sensible. Evaluación científica de su estado*. Madrid, Instituto Español de Oceanografía, Ministerio de Economía y Competitividad. 414 p. *Temas de Oceanografía*, 9. ISBN 978-84-95877-55-0.
- IGME (1991). Estudio hidrogeológico del Campo de Cartagena. Consultable en: [http://info.igme.es/SidPDF%5C067000%5C228%5CTomo%201%20Memoria%5C67228\\_0001.pdf](http://info.igme.es/SidPDF%5C067000%5C228%5CTomo%201%20Memoria%5C67228_0001.pdf)
- Jiménez-Martínez, J., García-Aróstegui, J.L., Hunink, J., Contreras, S., Baudron, P. and Candela, L. (2016). The role of groundwater in highly human-modified hydrosystems: A review of impacts and mitigation options in the Campo de Cartagena-Mar Menor coastal plain (SE Spain). *Environmental Reviews*, 24(4), 377-392. <http://dx.doi.org/10.1139/er-2015-0089>
- Senent, M., Martínez-Vicente, D., Cabezas, F., García-Aróstegui, J.L. y Baudron, P. (2009). Aproximación mediante modelización matemática a la evaluación de las descargas del acuífero cuaternario del Campo de Cartagena al Mar Menor (Murcia). En: *El Mar Menor. Estado actual del conocimiento científico*. Fundación-Instituto-Euromediterráneo-del-Agua, ed. Murcia, España, 540 pp.
- Senent-Aparicio, J., Perez-Sanchez, J., Garcia-Arostegui, J.L., Bielsa-Artero, A., y Domingo-Pinillos, J.C. 2015. Evaluating groundwater management sustainability under limited data availability in semiarid zones. *Water*, 7(8), 4305-4322. <http://dx.doi.org/10.3390/w7084305>

## 2. Ecología lagunar

***Autores del Informe:***

Gimenez Casalduero, M<sup>a</sup> Francisca  
Marcos Diego, Concepción  
Oliva Paterna, Francisco José  
Pérez Ruzafa, Ángel  
Robledano Aymerich, Francisco  
Torralva Forero, María del Mar

***Miembros del Grupo de Trabajo "Ecología Lagunar":***

Gilabert Cervera, Francisco Javier (UPCT )  
Gimenez Casalduero, M<sup>a</sup> Francisca (UA)  
Marcos Diego, Concepción (UMU)  
Marin Atucha, Arnaldo (UMU)  
Oliva Paterna, Francisco José (UMU)  
Pérez Ruzafa, Ángel (UMU)  
Robledano Aymerich, Francisco (UMU)  
Ruiz Fernandez, Juan Manuel (IEO)  
Torella Mateu, Francisco (UMU)  
Torralva Forero, María del Mar (UMU)

***Coordinador OISMA del Grupo de Trabajo***

Giménez Martín Francisco Javier (TRAGSATEC)

## *Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor*

### **1.- Introducción**

El presente informe recoge las conclusiones extraídas de los informes de diagnóstico y propuestas de 6 de febrero de 2017, presentadas por distintos miembros del grupo de trabajo “Ecología Lagunar” del Comité Científico. Es importante puntualizar que para describir el estado del conocimiento, el Dr. Ángel Pérez Ruzafa ha presentado un extenso listado de referencias bibliográficas y de proyectos e informes técnicos realizados hasta la fecha. Este listado figura al final del presente informe a modo de anexo. Los contenidos de los distintos informes presentados se han estructurado según las respuestas solicitadas en el documento “grupos de trabajo y cuestiones principales”

### **2.- Causas del estado ecológico y situación de partida.**

Para la avifauna lagunar, al igual que señalan en su aportación Fco. Oliva y Mar Torralva, no tenemos información actualizada al nivel de detalle que requeriría responder a las cuestiones planteadas (no al menos sobre las "causas del estado actual", aunque si podemos esbozar la "situación de partida" en cuanto a los organismos que estudiamos).

Tomando como referencia a las aves acuáticas, como consumidores apicales y organismos con una relación más indirecta con la laguna, resulta difícil inferir las causas del estado ecológico, aunque si se puede indicar que su contribución a dicho estado suele estar infravalorada (no sólo en tanto que posibles controladores de ciertas taxocenosis o niveles tróficos, como por su papel en la importación/exportación de nutrientes, aspecto muy poco conocido). No obstante existen distintos estudios y documentación que permite caracterizar distintas fases de cambio a partir de la composición de la comunidad de aves acuáticas. Especialmente interesante es la discusión sobre cuál debe ser considerada la “situación de partida”, dado que por lo que se refiere a las aves no podemos remontarnos más allá de los primeros registros cuantitativos (década de 1970), más o menos coetáneos al dragado de la Gola del Estacio como canal navegable. Por lo tanto, no sabemos si los registros de varios cientos de ejemplares invernantes de Serreta mediana (*Mergus serrator*) (Robledano et al., 2006), una anátida que virtualmente ha desaparecido de la laguna, representan la situación previa o un estado ya impactado por la apertura de dicha gola. Con anterioridad a esos años sólo tenemos registros cualitativos que señalan la presencia de las mismas especies actuales que han caracterizado la comunidad de aves acuáticas del Mar Menor durante las últimas cuatro décadas, si bien no es tanto la composición como la abundancia relativa de esas especies las que definen las principales fases de evolución de la laguna.

El análisis actualizado del estado ecológico de la comunidad de peces de áreas someras (=biocenosis indicadora) es una herramienta consolidada para definir el estatus de calidad de la laguna y esencial para determinar procesos ecológicos claves en el Mar Menor que generan y mantienen su biodiversidad, tales como la conectividad entre los diferentes estratos de hábitat y componentes bióticos (ej. áreas someras litorales – ictioplancton - comunidades bentónicas de zonas profundas). Disponemos de datos válidos (2002-2004) que pueden ser utilizados como situación de partida o previa al momento actual en dicha biocenosis, si bien, esta situación no estaría libre de problemáticas ya presentes (a diferentes escalas) y, en consecuencia, deberíamos analizar si puede ser considerada como situación de referencia.

El área del Mar Menor y toda su zona de influencia se caracteriza por presentar un gran dinamismo socioeconómico con una gran convergencia de actividades como la agricultura, turismo, pesca,

## *Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor*

antiguas explotaciones mineras etc. Estas actividades han operado como fuerzas motrices generadoras de presiones que actuaban en la laguna generando impactos desde hace décadas, lo que ha inducido al deterioro ambiental y la pérdida tanto de sus características, valores naturales y culturales como de usos y aprovechamientos tradicionales.

Los cambios socioeconómicos experimentados en la laguna y su zona de influencia en los últimos años han provocado el deterioro ambiental y la pérdida tanto de valores naturales y culturales como de usos y aprovechamientos tradicionales.

Las alteraciones producidas por la minería sobre el medio natural abarcan un amplio espectro de problemas ambientales. Derivada de las antiguas explotaciones en la Sierra de Cartagena-La Unión, destaca la presencia de grandes depósitos de estériles mineros, originados por el lavado de minerales, y escombreras procedentes de la explotación a cielo abierto (García, 2004). Entre los efectos generados por la presencia de residuos mineros se encuentran el riesgo de derrumbes y deslizamientos de tierra en condiciones climáticas adversas, problemas de contaminación del aire, suelo y aguas causados principalmente por el arrastre de partículas finas de sílice y sulfuros metálicos (Conesa y Jiménez-Carceles, 2007). La contaminación de las aguas superficiales se debe a los efectos generados por la escorrentía y el lixiviado hasta llegar a la laguna, los residuos con contenido de metales pesados llegan al Mar Menor a través de los sistemas de drenaje, principalmente a través de la Rambla del Beal (CARM, 2003; Marín-Guirao, 2005; Velasco et al., 2006). Simonneau (1973) estimó sobre la entrada de unos 25 millones de toneladas de sedimentos mineros en la laguna. Existen diferentes estudios que destacan las altas concentraciones de metales pesados tanto en la laguna como en las proximidades debido a las antiguas actividades mineras, (De León et al., 1982; Álvarez-Rogel et al., 2004; Jiménez-Cárceles et al., 2006; García y Muñoz-Vera, 2015; Muñoz-Vera y García, 2016). Las concentraciones estudiadas de Pb, Zn y Cd en el sedimento lagunar sobrepasan los umbrales que algunas legislaciones europeas propusieron para realizar las actividades de limpieza (VBBo, 1998 y MHSPE, 2000). También se estudió la captación de metal en macrófitas como *Cymodocea nodosa*, *Caulerpa prolifera* y *Ruppia cirrhosa* y las consecuencias en los organismos (Sanchiz et al., 2000; Marín-Guirao et al., 2005a y Marín-Guirao et al., 2005b). La bioacumulación de los metales pesados en los organismos y la transferencia en las cadenas tróficas es uno de los importantes impactos que sufre la laguna.

El desarrollo turístico se ha centrado, fundamentalmente, en el área litoral en torno a la laguna. Se inició, a principios del siglo XX, con el aprovechamiento como balneario, limitado a los propios núcleos de población tradicionales existentes. A partir de los años 60, se inicia la gran transformación urbanizadora-turística, se ha estimado un crecimiento de la ocupación urbana costera de la laguna (150 m desde la línea de costa), incluyendo la totalidad de La Manga en un 199 % de superficie ocupada entre 1956 y 1981 (elabor. Prop., Figura 1). En los últimos años ha sufrido un nuevo boom urbanístico ampliando de forma exponencial la zona ocupada. (López Morell et al. 2005). El crecimiento incontrolado del turismo y, sobre todo, la falta de planificación y ordenación con incorporación de criterios ambientales, ha ocasionado graves impactos paisajísticos en la zona de influencia de la laguna, a la vez que origina una gran demanda de recursos y generación de residuos con un marcado carácter estacional.

## Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

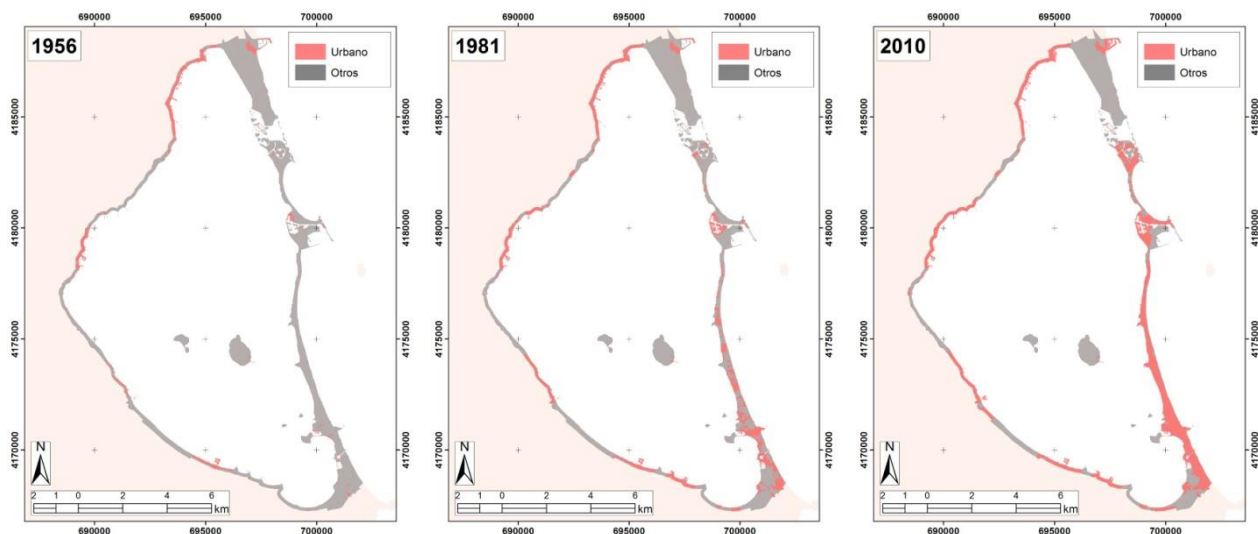


Figura 1: Superficie de la franja costera (150 m desde la línea de costa) para todo el Mar Menor más la totalidad de la Manga del Mar Menor, resaltando el uso urbano y otros, donde incluye Cursos y superficies de agua, Infraestructuras viarias, Matorral y/o herbáceas y/o roquedo, Obras de defensa y protección costera, Playas y dunas, Puertos deportivos, Superficies urbanizadas, Usos agrarios, Zonas húmedas litorales, a partir de las fotografías aéreas de 1956, 1981 y 2010 (Gomariz y Giménez, 2017)

Las actividades recreativas, deportivas y turísticas (líneas de transporte, náuticas, baño, etc.) ejercen una presión desigual en la laguna. Las actividades náuticas asociadas al sector turístico representan un riesgo para los hábitats lagunares. El carácter de sistema cerrado del Mar Menor acentúa el problema de contaminación por hidrocarburos y otros compuestos contaminantes asociados a la actividad náutica, ya que es más difícil la dispersión de los mismos. Se han detectado fenómenos de imposex en gasterópodos en estudios realizados en la laguna (García, 1996), este efecto que está ampliamente documentado, es consecuencia de contaminación por TBT. Pero además del efecto contaminante, la actividad náutica conlleva otras alteraciones como es el ruido que puede llegar a afectar a la fauna (principalmente a la avifauna en épocas de cría).

En la laguna se han desarrollado un total de 10 puertos deportivos. La navegación recreativa es la tercera motivación para la visita turística, según la encuesta sobre el comportamiento de la demanda 2002 (CTOT, 2002). En los clubes náuticos del Mar Menor hay registrados más de 5.000 socios. El número de puertos por kilómetro de costa en la laguna es casi 5 veces superior al de las Islas Baleares y el número de amarras por km de costa, solamente es superado por los encontrados en la costa de Barcelona, siendo 7 veces superior al de la costa de Granada y 5 veces superior al de las Islas Baleares (elab prop, Figura 2). Estos datos demuestran que existe una carga excesiva de infraestructuras portuarias que necesitan un plan urgente de ordenación de puertos basados en un estudio serio de capacidad de carga buscando las infraestructuras menos agresivas para los ecosistemas lagunares y el normal funcionamiento de la dinámica sedimentaria e hidrodinámica del Mar Menor.



## Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

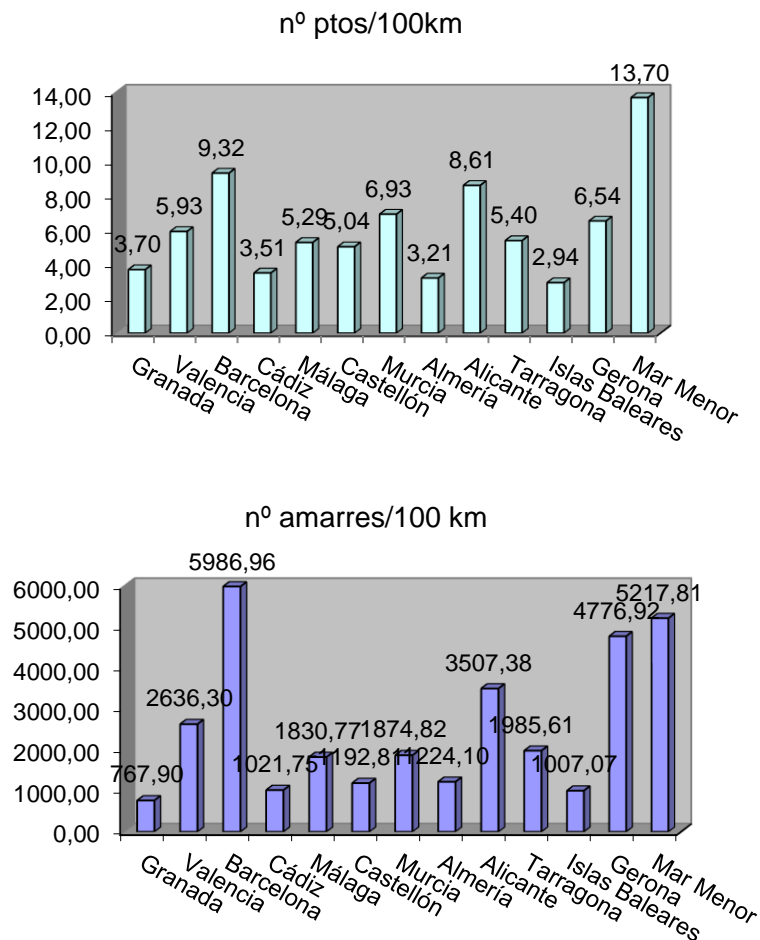


Figura 2: Representación de la presión de los puertos deportivos en el Mar Menor A) Número de puertos deportivos estandarizado a 100 km y B) Número de amarres por cada 100 km de costa en las diferentes regiones del litoral Mediterráneo español

Las lagunas costeras son masas de aguas someras más o menos extensas, saladas o salobres, cuyo origen está vinculado al mar adyacente, del que se mantienen separadas por una franja de tierra, generalmente arenosa (Barnes, 1980; Bird, 1982). Las lagunas con aguas típicamente marinas, como el Mar Menor, son realmente mares a escala y el saber popular así lo ha percibido. Por eso, al igual que en el caso del Mar Menor, llamado así frente al Mediterráneo o Mar Mayor, en otros lugares encontramos denominaciones parecidas, como la Mar Chica de Melilla o el Mar Picolo de Taranto.

Estos ecosistemas presentan una serie de características particulares que los hacen especialmente interesantes para el hombre.

Al estar relativamente aisladas del mar abierto adyacente, sus aguas presentan valores extremos de salinidad y temperatura y las especies que las habitan necesitan estar especialmente adaptadas a dichas fluctuaciones. La escasa profundidad de sus aguas permite que la luz penetre hasta el fondo y que los vientos afecten a toda la columna de agua, resuspendiendo partículas de sedimento, y los nutrientes necesarios para el desarrollo de las algas y pequeños organismos que viven en el fondo. Al mismo tiempo, el elevado número de fronteras que presentan -con los ambientes terrestres, con el mar abierto y con la atmósfera- permite el intercambio de materiales y

## *Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor*

la generación de gradientes físicos y químicos que conllevan un gran potencial para generar trabajo y, por tanto, producción biológica.

Este conjunto de características hacen que las lagunas costeras se encuentren entre los ambientes más productivos del planeta y que muchas especies marinas las utilicen como refugio y como zonas en las que pueden desarrollarse sus larvas y juveniles, en un ambiente con abundante alimento y, sin embargo, con escasos depredadores y parásitos, ya que la mayor parte de estos no toleran las condiciones salinas extremas de las lagunas.

Desde el punto de vista humano, a su importante productividad biológica, que permite el desarrollo de actividades extractivas altamente rentables, como la pesca, hay que unir la idoneidad de sus aguas y riberas para actividades de recreo y esparcimiento. Además, constituyen sistemas de indudable valor científico y educativo, convirtiéndose normalmente en objeto de conservación y protección.

En el Mar Menor confluyen, como en otras muchas lagunas costeras, un amplio abanico de usos e intereses socio-económicos. Situado en las costas mediterráneas del SE de España, y como ambiente emblemático de la Región de Murcia, es considerado un factor clave en los planes de desarrollo regional ofreciendo un elevado número de servicios turísticos y recreativos y manteniendo una actividad pesquera importante basada en la calidad y el precio de sus productos naturales (principalmente peces -anguilas, mújoles, doradas, magres, lubinas- y crustáceos, entre los que destacan sus langostinos).

La laguna, sin embargo, es motivo de preocupación social debido a la elevada velocidad a la que se han venido produciendo cambios drásticos en sus características y en las especies que la habitan durante las últimas décadas, con un impacto importante sobre la estructura y dinámica de sus poblamientos y comunidades. Algunas de dichas transformaciones han sido inducidas por obras costeras condicionadas por el desarrollo turístico (relleno de terrenos ganados al mar, apertura y dragado de canales en La Manga, crecimiento urbano y vertidos asociados, construcción de puertos deportivos, creación de playas artificiales, etc.), mientras que otras se relacionan con los cambios que han sufrido las prácticas agrícolas en la cuenca de drenaje (pasando de mantener cultivos de secano a una agricultura intensiva de regadío utilizando las aguas del trasvase Tajo-Segura), incrementándose por esta causa los vertidos de aguas agrícolas y la entrada de nutrientes a la laguna.

La correcta gestión de un ambiente tan importante, no sólo desde el punto de vista natural sino también como patrimonio y recurso económico de la Región de Murcia, implica un conocimiento amplio del funcionamiento de su sistema ambiental y la toma de medidas coherentes con las aspiraciones de conservación y disfrute que el mismo genera.

## Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

### Actividades humanas en el Mar Menor

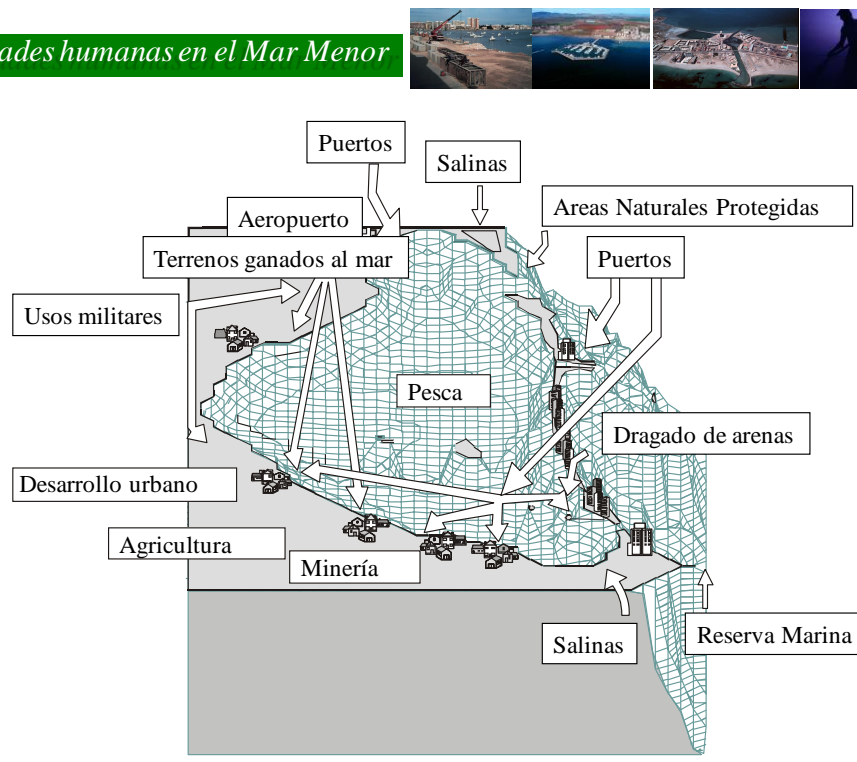


Figura 3. Concentración de usos y actividades humanas en el área del Mar Menor.

### Antecedentes y primeros estudios

Los miembros del grupo de investigación “Ecología y Ordenación de Ecosistemas Marinos Costeros” de la Universidad de Murcia, vienen desarrollando su investigación en la laguna costera del Mar Menor desde el año 1979 en el que se realizó un estudio sobre los mújoles de la laguna (Pérez-Ruzafa, A. 1979).

Hasta esas fechas, el conocimiento del Mar Menor se reducía a las publicaciones de Navarro (1927) y Butigieg (1927) analizando las causas de la disminución de la pesca, Lozano (1954, 1969) con datos descriptivos de la hidrografía y algunas especies y sobre la ictiofauna, respectivamente, Arévalo y Aravio-Torre (1969) y Aravio-Torre y Arévalo (1971) sobre la salinidad, y Moreno (1975) sobre el ciclo anual del plancton. Además estaba la tesis de Simonneau (1973) con un estudio completo sobre la sedimentología. Dichos trabajos, a pesar de ser descriptivos y puntuales, resultaron ser una referencia clave para la posterior comprensión de los procesos que han tenido lugar en el Mar Menor. La biología, y en especial la taxonomía y la ecología, no tenían tradición en Murcia, la información era pues escasa y el acceso a la misma no era sencillo en aquellos años, de modo que los primeros esfuerzos se centraron en una recopilación de la misma y en la obtención de los primeros datos sobre la hidrografía, los sedimentos y los poblamientos biológicos de la laguna. En ese momento se había completado la construcción del puerto de Tomás Maestre en El Estacio y lo primero que pudo observarse era que el Mar Menor estaba sufriendo rápidos y profundos cambios.

## Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

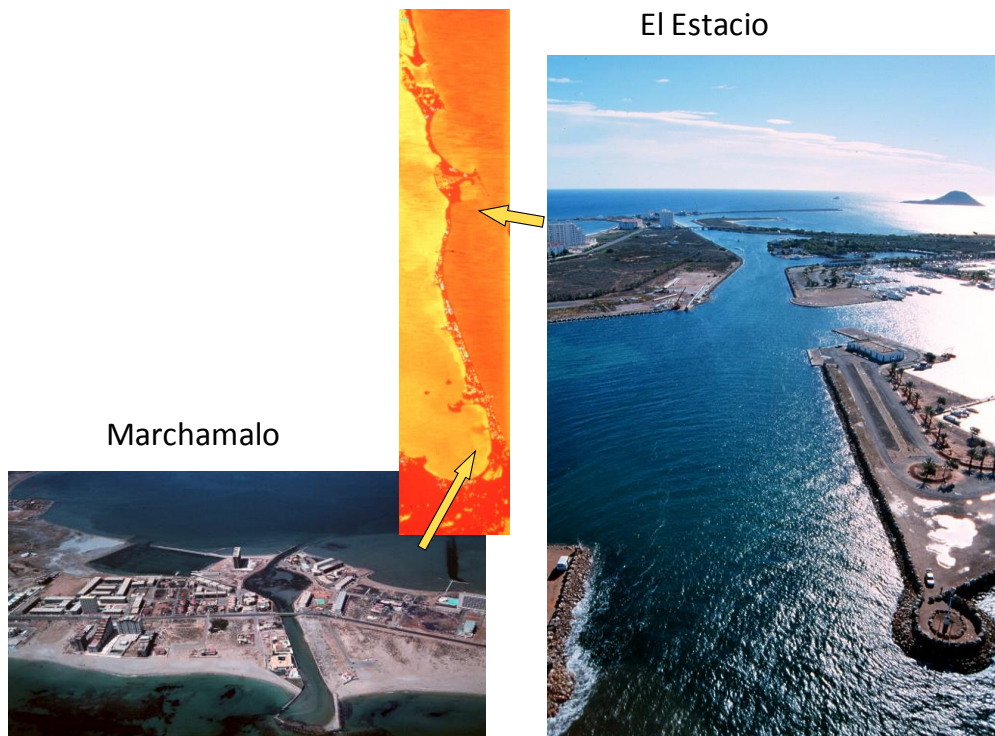


Figura 4. Vista aérea de los canales o golas artificiales de Marchamalo y el Estacio y su localización y efecto sobre la laguna en una imagen térmica obtenida mediante sensores remotos. El canal de El Estacio fue dragado y ensanchado en 1973 para hacerlo navegable y construir un puerto deportivo. Esta actuación ha producido el mayor impacto ecológico en el Mar Menor hasta la masiva entrada de nutrientes por la rambla del Albuñón en los años 1990.

A lo largo de los últimos 30 años las aproximaciones al estudio del Mar Menor han ido desde la descripción de los componentes y condiciones ambientales del ecosistema, al análisis de los procesos y la propuesta de soluciones a las alteraciones inducidas por la actividad humana.

Los estudios descriptivos incluyen aspectos sobre la hidrografía, los sedimentos, la composición florística y faunística y la tipificación y cartografía de las comunidades. Así, los primeros estudios detallados sobre las comunidades biológicas y su identificación fueron realizados por Pérez-Ruzafa, I.M. (1989) para la vegetación y Pérez-Ruzafa, A. (1989) para la hidrografía, sedimentos, cartografía y fauna, con una visión integrada de las comunidades, el funcionamiento del ecosistema y su evolución reciente. Esta información, no publicada, incluye datos cuantitativos y determinaciones taxonómicas precisas de todos los grupos faunísticos. Asimismo, la cartografía que podríamos considerar de referencia y los primeros datos para las comunidades bentónicas pueden encontrarse en Ros et al. (1987), Pérez-Ruzafa et al. (1988, 1989) y Pérez-Ruzafa (1989). Diferentes grupos faunísticos (peces e ictioplancton, picnogónidos, tanaidáceos, poliquetos y moluscos) han podido ser trabajados en detalle y sus resultados se recogen en los trabajos de Pérez-Ruzafa & Ramos (1984), Ramos & Pérez-Ruzafa (1985, 1987), Pérez-Ruzafa & Munilla (1992), Pérez-Ruzafa & Sanz (1993), Barcala-Bellod (1992, 2000), Pérez-Ruzafa *et al.* (2004), Puerta-Ordoñez (2007), Román (2007) y Quispe (2008). Asimismo, se ha desarrollado el estudio de aspectos concretos de la vegetación de la laguna, como son la distribución espacial, evolución temporal y biomasa de sus praderas (Pérez-Ruzafa, I.M. & Pérez-Ruzafa, 1986; Pérez-Ruzafa, I.M. *et al.*, 1986; Pérez-Ruzafa *et al.*, 1989, 2008; Bernal-Valcárcel, 2009) o su composición pigmentaria y propiedades ópticas (Hegazi *et al.*, 1998, 2000; Hegazi, 1999).

## Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

Un mayor detalle de trabajos realizados e investigaciones recientes sobre el sistema pelágico, dinámica de nutrientes, ictioplancton, estudios genéticos, modelado hidrodinámico, etc. Puede verse en la tabla I.

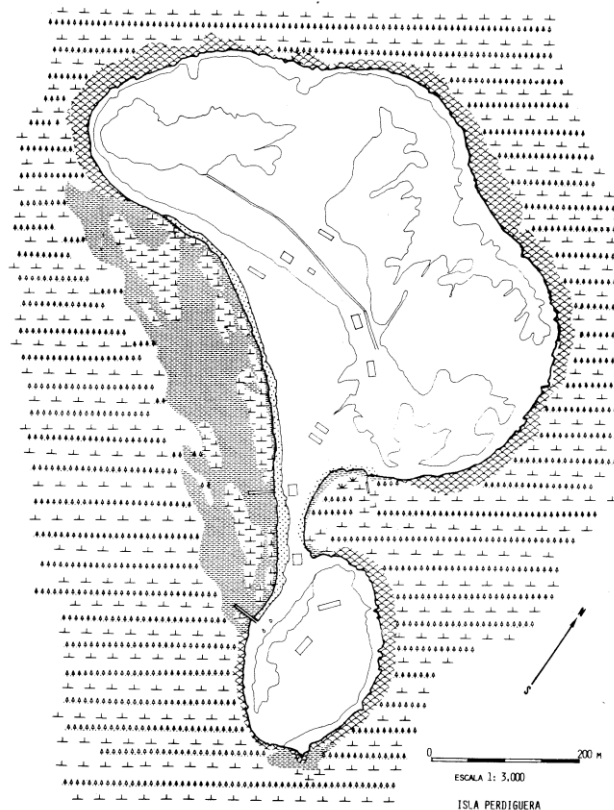


Figura 5. Primera cartografía bionómica de las praderas y tipos de comunidades en el Mar Menor (Pérez-Ruzafa et al., 1988; Pérez-Ruzafa, 1989).

### **Síntesis de los principales procesos y cambios experimentados que afectan a la ecología lagunar**

Como se ha comentado, la primera síntesis sobre la evolución reciente de las características ambientales y los poblamientos del Mar Menor fué realizada por Pérez-Ruzafa et al. en 1987.

Desde el siglo IV, y cada vez con mayor intensidad, las actividades mineras, agrícolas y ganaderas y las consiguientes deforestaciones, así como la utilización de las lagunas marginales como salinas, se han sumado a los procesos de colmatación naturales, desempeñando así un papel decisivo en la pérdida de superficie y de profundidad lagunares. Con el inicio de los primeros asentamientos turísticos desde la primera mitad del siglo XIX hasta nuestros días, estos procesos se han acelerado de un modo espectacular debido principalmente al aporte de arenas a las playas en épocas veraniegas, que posteriormente son arrebatadas por los temporales otoñales, y a la ganancia de terrenos al mar para la construcción de puertos deportivos, paseos marítimos, playas artificiales, etc. Algunas de las zonas más significativas ganadas al mar son las de la explanada donde se ubica el IEO en Lo Pagán o la ensenada al sur de la Manga que se conocía como El Vivero, por la concentración de juveniles de mujol y dorada que se producía en ella. Se ha pasado

## Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

así, en poco más de 100 años, de 185 Km<sup>2</sup> a 135 Km<sup>2</sup> de superficie en la laguna.

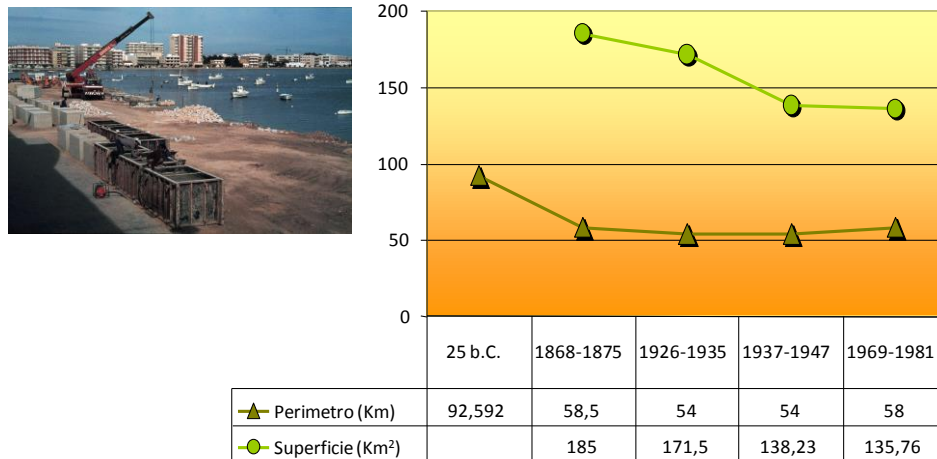


Figura 6. Evolución del perímetro y superficie del Mar Menor a lo largo de su historia reciente.

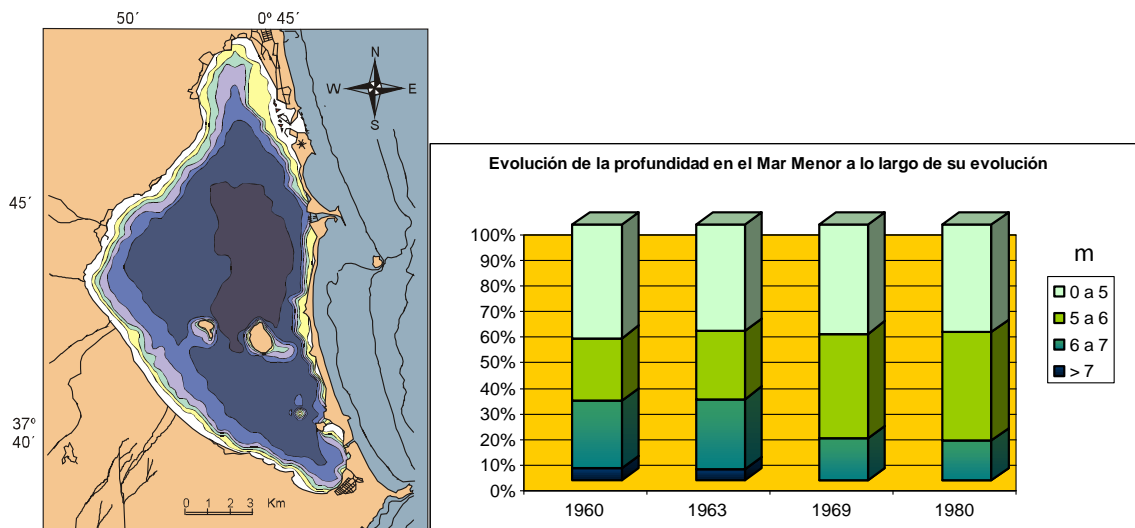


Figura 7. Batimetría actual del Mar Menor (izquierda) y evolución reciente de las profundidades en la laguna. Hace 50 años el 35% del Mar Menor superaba los 6 metros de profundidad, alcanzando, incluso, valores superiores a 7 m. Actualmente, menos del 20% de la superficie supera los 6 m, no existiendo ninguna zona donde se alcancen los 7 m.

### Cambios inducidos por la modificación de las tasas de renovación del agua y la apertura o agrandamiento de canales de comunicación con el mar abierto.

Las condiciones hidrográficas del Mar Menor también han cambiado a lo largo de su historia geológica, dependiendo de las fluctuaciones en el nivel del mar y el desarrollo de la barra arenosa y los canales de comunicación con el mar abierto. Los poblamientos biológicos de la laguna han variado en función del grado de aislamiento y de las condiciones ambientales asociadas. La salinidad se incrementó tras la última regresión del nivel del mar en el Cuaternario y el progresivo aislamiento que tuvo lugar durante el siglo XVIII, alcanzando un máximo a finales de dicho siglo con valores de 70 g de sal por litro. Tras este periodo hubo varios episodios esporádicos en los que

## Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

las tormentas rompieron la barra arenosa produciendo cambios en la salinidad y permitiendo la colonización de diversas especies, principalmente peces (doradas, lubinas, magres) (Butigieg, 1927, Navarro, 1927). El último de dichos eventos, ocurrido en 1869 y probablemente reforzado por la apertura de un canal artificial de comunicación con el Mediterráneo (la gola de Marchamalo en 1878) para la instalación de encañizadas, causó un descenso importante de la salinidad que se estabilizó en unos 52 g por litro. Ello implicó un fuerte cambio en la biología lagunar con la introducción de distintas especies de fanerógamas -*Cymodocea* y *Zostera*- en toda la cubeta. Algunos registros (Simonneau, 1973) indican la presencia de *P. oceanica* en las áreas someras arenosas de la cubeta sur, pero dado el límite de tolerancia a la salinidad de esta planta es poco probable que esta especie lograra formar poblamientos estables o extensos. Por otro lado, unas treinta nuevas especies de moluscos y peces se establecieron de forma estable en la laguna (Pérez-Ruzafa et al., 1987). Pero, como ya se ha comentado, la transformación más drástica tuvo lugar tras la apertura del canal de El Estacio (ya de por sí artificial) para construir un canal navegable de hasta 30 m de ancho y 5 m de profundidad a principios de la década de 1970. El incremento en las tasas de renovación del agua que ello supuso permitió la colonización de nuevas especies marinas multiplicándose por dos el número de especies de moluscos y peces en apenas 15 años (Pérez-Ruzafa, 1989, Pérez-Ruzafa et al., 1996) en detrimento de la abundancia de las especies típicamente lagunares, muchas de ellas con interés pesquero (como los mújoles).

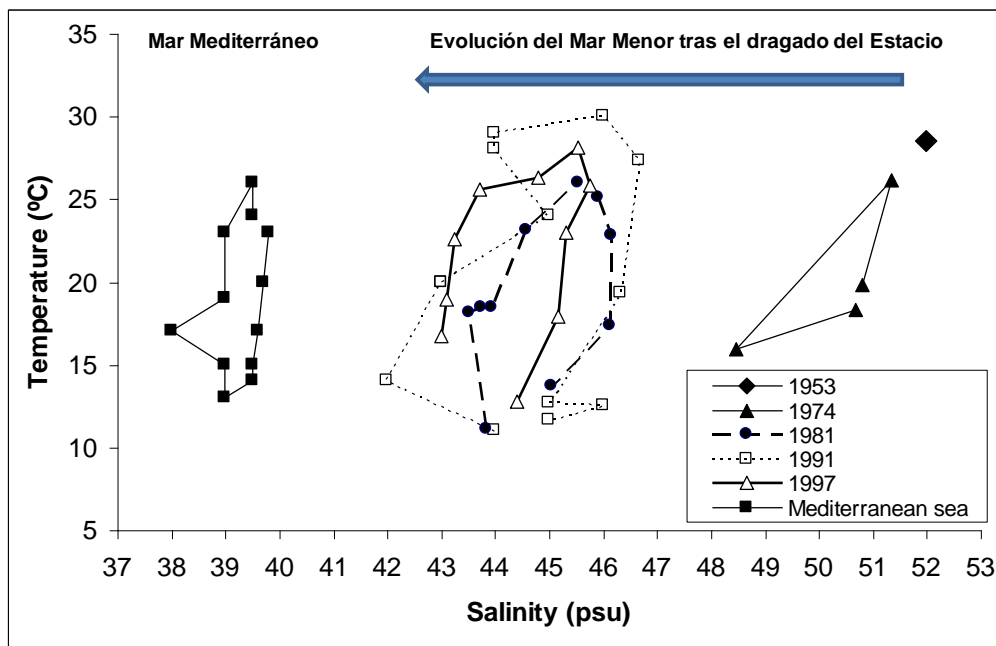


Figura 8. Evolución del ciclo anual de salinidad y temperatura en el Mar Menor tras el dragado del canal del Estacio en 1973 comparado con los valores de salinidad y temperatura anteriores (en 1953) y los del Mediterráneo, mostrando un claro proceso de mediterraneización de la laguna (modificado de Pérez-Ruzafa et al., 2005b),

Como parte del mismo proceso, las especies alóctonas de medusas *Cotylorhiza tuberculata* y *Rhizostoma pulmo* penetraron en la laguna, procedentes del Mediterráneo, a mediados de la década de 1980 (Pérez-Ruzafa, 1989) y, tras un periodo de crecimiento poblacional lento, mostraron proliferaciones masivas llegando a ser una plaga como consecuencia también de los cambios en el estado trófico que estaba sufriendo la laguna, produciendo serios problemas a la actividad turística.

En relación con esto, los cambios en las tasas de renovación del agua también llevaron asociados

## *Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor*

la sustitución de algunas facies en determinadas comunidades. Los poblamientos de *Ceramium ciliatum* var. *robustum* y *Cladophora* sp. descritos previamente (García-Carrascosa, 1982) en la comunidad fotófila sobre roca fueron en su mayoría reemplazados por facies de *Acetabularia acetabulum*, *Jania rubens*, *Padina pavonica* y, dependiendo de la zona, por *Laurencia obtusa* (Pérez-Ruzafa, 1989) para, posteriormente, ser reemplazados por el alga invasiva *Caulerpa prolifera*.

Dos mecanismos operan, principalmente, en estos procesos: el ya mencionado incremento en las tasas de colonización de especies marinas (tanto como estadios larvarios o juveniles y por migración de adultos) y la suavización de salinidades y temperaturas extremas que permiten el establecimiento de especies alóctonas en las condiciones lagunares (Pérez-Ruzafa y Marcos, 1992, 1993).

Pero algunos de los cambios más importantes que han afectado a la fisiografía y funcionamiento del Mar Menor, tuvieron lugar a nivel de las praderas bentónicas. Praderas de *Cymodocea nodosa*, *Zostera marina* y *Zostera nana* dominaron los fondos del Mar Menor antes de 1970 (Lozano, 1954, Simonneau, 1973) con matas dispersas, y posiblemente poco viables, de *Posidonia oceanica* que enraizaban en algunas áreas someras. En 1980 se encontraban también algunas matas dispersas de *Posidonia* próximas a las golgas de Marchamalo y El Estacio (Pérez-Ruzafa et al. 1987, Pérez-Ruzafa, 1989). Actualmente, la vegetación bentónica de los fondos blandos del Mar Menor consiste, principalmente, en una pradera monoespecífica de *Caulerpa prolifera* sobre los sustratos fangosos y algunos rocosos, cubriendo más del 80% de los fondos, favoreciendo altos contenidos en materia orgánica en el sedimento y concentraciones bajas de oxígeno. Las praderas de *Cymodocea nodosa* aparecen ahora dispersas y restringidas a los fondos arenosos someros y algunas manchas, más o menos densas de *Ruppia cirrhosa* se observan en las zonas más someras y protegidas del hidrodinamismo (Pérez-Ruzafa et al., 1989).

### **3. Definición del estatus de la calidad del agua y del proceso de eutrofización.**

La relación de la avifauna con el proceso de eutrofización se manifiesta en respuestas indirectas, normalmente desfasadas en el tiempo y mediadas por varios eslabones de las cadenas tróficas, por lo que constituye más un indicador integrado o “de fondo”, a veces relativamente inespecífico con respecto a otras taxocenosis o parámetros. No obstante, las aves lagunares merecen ser consideradas tanto por su dependencia de otros taxones indicadores, como por su posible papel en el control de determinados niveles tróficos, e incluso su contribución a la dinámica de exportación/importación de biomasa y nutrientes.

El estado ambiental de la laguna se ha considerado como relativamente bueno hasta hace pocos años, atendiendo a los principales parámetros fisicoquímicos, presentando valores relativamente bajos de nutrientes o clorofila (0,76-5,61 mg m<sup>-3</sup> de clorofila a), lo que parecía indicar una relativa oligotrofia de sus aguas (Gilabert, 2001; Perez-Ruzafa et al., 2005; Lloret et al 2008). Este hecho además contrastaba con otras lagunas costeras, en las que se habían descrito procesos de eutrofización con altas concentraciones de nutrientes y fitoplancton (Sfriso et al, 1987; De Casabiaca et al, 1997; Komars et al, 2001). Pero las bajas concentraciones de nutrientes no indicaban la ausencia de eutrofización, es evidente que la enorme biomasa de *Caulerpa prolifera*, como otras algas macrófitas bentónicas, han jugado un papel importante tanto en la captación de nutrientes de la columna de agua como en la retención en sedimentos (Palomo et al., 2004, Boyer y Fong, 2005).



## *Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor*

La cobertura del 91,7 % del fondo de la laguna y altos valores de biomasa de *Caulerpa prolifera* existente hasta hace unos años (Lloret et al, 2008), evidenciaban la importancia de la producción bentónica en el Mar Menor, en comparación con otras lagunas mediterráneas (Laugier et al., 1999; Bennet et al., 2000; , 2002, Agostini et al., 2003, Curiel et al., 2004). Como ya demostraron Terrados y Ros (1991), *Caulerpa prolifera* constituía el productor primario principal de la laguna del Mar Menor. La producción de esta alga, estaba asociada a una importante absorción de nutrientes de nitrógeno y fósforo procedentes de la columna de agua, lo que puede ser en gran medida, la causa del aspecto relativamente oligotróficas de la laguna. El exceso de nutrientes procedentes de la actividad agrícola y aguas residuales, era eliminado parcialmente de la columna de agua y almacenado en el sedimento, por la acción de las macroalgas en consonancia con lo observado en otros sistemas estuarinos (Grall y Chauvaud, 2002; Boyer y Fong, 2005). Como resultado de este marcado control del sistema por parte del bentos, se explican las bajas concentraciones de nutrientes y fitoplancton descritas en la laguna durante años, favoreciendo la claridad de sus aguas. Este hecho coincide a su vez con las observaciones de Valiela et al. (1997), que argumentaron que la calidad de las aguas es mucho mejor en sistemas poco profundos dominados por macrófitos que en aquellos sistemas dominados por fitoplancton, partiendo de cargas de nutrientes similares.

Los resultados de Lloret et al (2008) estimaban que la superficie existente en ese momento de *C. prolifera* era capaz de retener hasta 3988 Toneladas de N y 420 Toneladas de P al año, cuando las estimaciones de emisión existentes para esos años eran de entre 1000 y 1300 toneladas de N al año y 178 toneladas de P al año (García Pintado et al, 2009; Serrano y Sironi, 2009; Álvarez Rogel et al, 2009). Por otra parte, las concentraciones de nutrientes en la laguna del Mar Menor han aumentado en las últimas décadas tal y como preveían diferentes publicaciones (Pérez-Ruzafa et al., 1991, 2002, 2005, Velasco et al, 2006; Lloret et al, 2008).

Es pues evidente el importante papel que ha jugado el macrófito en el control de la calidad de las aguas de la laguna, evitando durante años que los nutrientes activasen crecimientos explosivos de fitoplancton como el ocurrido en el año 2016. Los altos niveles de nutrientes procedentes de las actividades antrópicas, vertidos urbanos en la década de los 60 y posteriormente la intensa actividad agraria en la cuenca del Mar Menor, son la causa del importante crecimiento de *C. Prolifera* y la proliferación de medusas como indicadores de alteración trófica de la inestabilidad de los parámetros de la laguna (Pérez-Ruzafa et al., 2002). Sucesos que deben ser interpretados como parte del proceso de eutrofización ocurrido en el Mar Menor.

Desde un primer momento, fue evidente la presión sufrida por la laguna y los cambios aparecidos como consecuencia de las diferentes acciones y actividades desarrolladas en sus márgenes. Por ello, en la investigación del grupo se le ha dado una especial importancia a estos aspectos aplicados, y así se ha estudiado la evolución de las características ambientales del Mar Menor a lo largo de todo este periodo (Pérez-Ruzafa et al., 1987, 1991, 2005b; Marcos, 1991; Pérez-Ruzafa, 1996, 2006; Pérez-Ruzafa & Marcos, 2003, 2005), centrando particularmente la atención en los efectos producidos por y en las pesquerías (Departamento de Ecología, 1985; Pérez-Ruzafa & Marcos, 1987; López-Capel, 2008).

De las actuaciones humanas que se han producido en la historia reciente del Mar Menor, tres han inducido, y continúan induciendo, cambios drásticos en los procesos hidrográficos, sedimentológicos y ecológicos, y por tanto en los poblamientos biológicos. Por un lado, los cambios hidrodinámicos debidos al agrandamiento del canal de El Estacio en los años 70 produjeron un incremento en las tasas de renovación del agua, disminuyendo la salinidad y suavizando las temperaturas extremas, permitiendo el acceso de nuevas especies colonizadoras, principalmente bentónicas y neotónicas, en un proceso de “mediterraneización” de la laguna (Pérez-Ruzafa et al., 1987, 1991). Desde entonces y hasta 1988 se ha venido observando un descenso de los valores

## Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

de salinidad con la expansión de colonizadores como el alga *Caulerpa prolifera* que cubrió toda la cubeta en apenas unos años (Pérez-Ruzafa *et al.*, 1989). Por otro lado, más recientemente y asociada a los cambios en los usos agrícolas del suelo en la cuenca de drenaje y la implantación de una agricultura de regadío, la alteración del régimen de entrada de nutrientes ha producido una cadena de cambios que afectan principalmente a la calidad de las aguas, vegetación bentónica, fitoplancton y proliferaciones de medusas (Pérez-Ruzafa & Aragón, 2002; Pérez-Ruzafa *et al.*, 2002) y suponen riesgos en la entrada y bioacumulación de pesticidas (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2000). Finalmente, el estrés inducido por las obras costeras y la remoción y resuspensión de sedimentos está permitiendo la expansión del alga *Caulerpa prolifera* y de los fondos fangosos asociados y la desaparición de las comunidades originales (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2006).

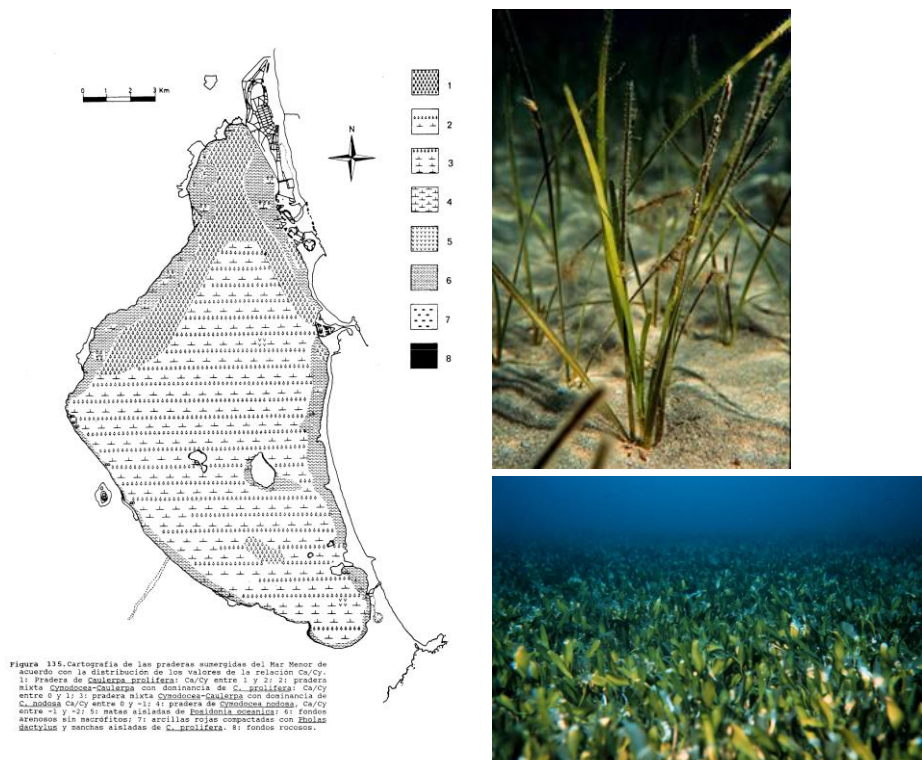


Figura 9. Primera cartografía de las praderas de macrófitos del Mar Menor tras el dragado y ensanche del canal de El Estacio (izquierda) (Pérez-Ruzafa, 1989; Pérez-Ruzafa *et al.*, 1989) y vista de las principales praderas, con *Cymodocea nodosa* sobre fondos arenosos (arriba, derecha) y la densa pradera mixta de *Cymodocea*-*Caulerpa* o pradera mono-específica de *Caulerpa prolifera* que cubrió toda la cubeta central tras el dragado y ensanche del canal de El Estacio.

### Cambios en la entrada de nutrientes y en el estado trófico

La historia reciente de las entradas de nutrientes a la laguna ha estado estrechamente relacionada con el desarrollo urbano, industrial y agrícola, ya sea en la línea de costa o en la cuenca de drenaje. Los procesos de eutrofización se inician con el incremento de las concentraciones de nutrientes seguido de una tendencia general en la que las fanerógamas marinas son sustituidas por macroalgas, en un primer paso, y posteriormente el fitoplancton constituido por células pequeñas es reemplazado por especies con células grandes, hasta que la excesiva proliferación del fitoplancton produce el sombreado del fondo limitando el crecimiento de la vegetación sumergida

## *Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor*

con la descomposición de la materia orgánica bentónica y la subsecuente producción de anoxia en el sedimento y luego en la columna de agua.

Los datos físicos, químicos y biológicos recogidos en la laguna del Mar Menor a lo largo de los últimos veinte años en distintos programas de investigación muestran evidencias puntuadas en el contexto del patrón clásico del proceso de eutrofización con algunas desviaciones. Como se ha mencionado, el intenso desarrollo turístico y urbano se inició a principios de la década de 1970, especialmente sobre la Manga. En esos momentos se realizaron también las obras de ampliación de El Estacio y del puerto deportivo anejo. Simultáneamente, se inició la construcción de las zonas residenciales de veraneo en la ribera interna, en la costa oeste de la laguna. Posteriormente, a mediados de la década de 1980, se iniciaría la construcción de redes de alcantarillado y depuradoras para los principales núcleos urbanos, pero los desbordamientos del sistema de recogida de aguas y las descargas de muchas áreas residenciales se vertían, y aún se detectan algunos episodios, en las aguas lagunares tras un tratamiento primario o sin tratamiento. Las descargas urbanas se consideran habitualmente como la principal fuente de fósforo en los sistemas acuáticos y muchas lagunas costeras mediterráneas (Vaulot & Frisoni, 1986), mientras que la agricultura suele ser considerada la principal fuente de nitrógeno. Cuando las plantas de tratamiento de aguas estuvieron operativas, fue cuando la actividad agrícola comenzó a transformarse de secano, con baja utilización de abonos, en regadíos con una sobrefertilización con compuestos nitrogenados. Durante el periodo de secano, el nitrógeno, que entraba principalmente por escorrentía, era el nutriente limitante tanto para la producción primaria bentónica (Terrados & Ros, 1991) como planctónica en la laguna, mientras que el fósforo penetraba directamente de las filtraciones de las aguas urbanas, en la mayoría de los casos sin tratamiento de ningún tipo (Gilabert, 2001).

Hasta la década de 1970, el Mar Menor era marcadamente oligotrófico, la producción primaria era principalmente bentónica, siendo la fanerógama *Cymodocea nodosa* el principal macrófito. Durante los primeros años de la década de 1980, tras el agrandamiento del Estacio, los fondos se cubrieron de una pradera mixta de *Cymodocea nodosa-Caulerpa prolifera*, con una biomasa de aproximadamente 280 g ps/m<sup>2</sup> (Pérez-Ruzafa, 1989, Pérez-Ruzafa et al., 1989, Terrados y Ros, 1991). Hacia principios de la década de 1990 una pradera densa de la macroalga invasiva *Caulerpa prolifera*, cubría ya la mayor parte de los fondos, restringiendo la fanerógama *Cymodocea nodosa* a manchas más o menos reducidas en las áreas someras. La elevada biomasa bentónica de macrófitos contrastaba con la baja densidad fitoplanctónica (Ros y Miracle, 1984) y la oligotrofia de las aguas (Gilabert, 2001). En base a los datos de mediados de la década de 1980 se estimó que el 63,18 % de la producción primaria total de la laguna se debía a *Caulerpa prolifera*, el 0,42% a *Cymodocea nodosa*, el 0,24% a las algas fotófilas, el 11,62 % al microfitobentos y el 24,53% al fitoplancton (Terrados & Ros, 1991).

A finales de la década de 1980, las concentraciones de nitrato eran bajas y se mantenían siempre por debajo de 1  $\mu\text{mol NO}_3^-/\text{l}$ , contrastando con los valores más altos de fosfatos. Los nitratos entraban en la laguna vía escorrentía, principalmente en invierno, y el fósforo vía descargas urbanas, principalmente en verano. A finales de la década de 1990 las concentraciones de nitrato eran diez veces más altas, especialmente durante la primavera y el verano, entrando principalmente a través de la rambla del Albuñón y debido a la elevación de los niveles freáticos. Las mayores concentraciones de nitrato se localizan ahora principalmente en la costa oeste de la laguna, próximas a la desembocadura de las principales ramblas, mientras que las concentraciones más bajas se observan en la costa interna de La Manga y en la zona de influencia del canal de El Estacio (Pérez-Ruzafa et al., 2002) confirmando que las entradas de nitrato proceden de la actividad agrícola.

## Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

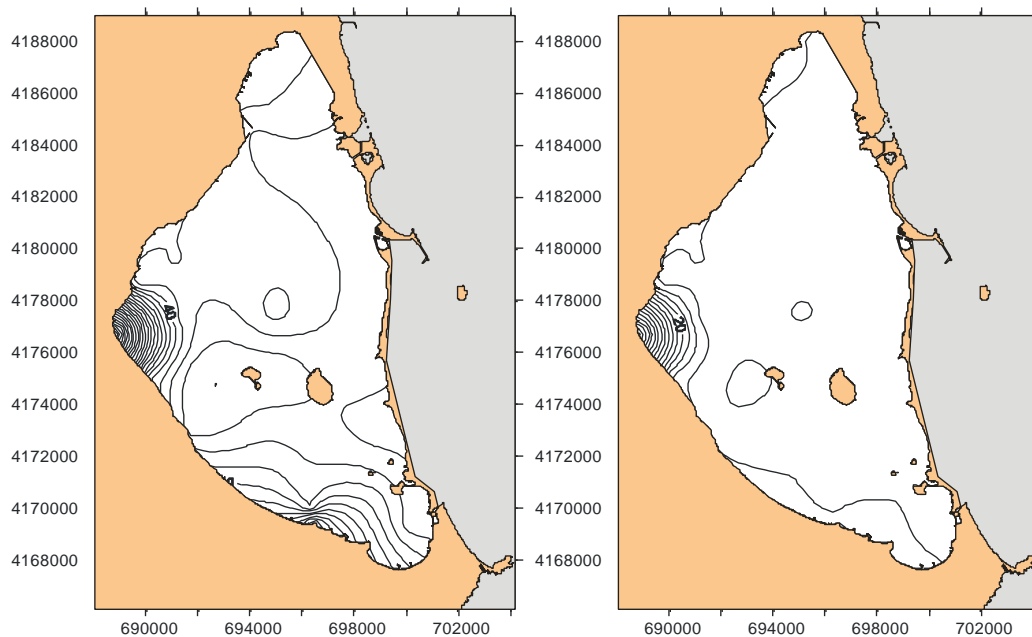


Figura 10. Distribución espacial de los valores máximos (izquierda) y medios (derecha) de concentración de nitratos en las aguas superficiales del Mar Menor durante 2007. En la desembocadura de la rambla del Albuñón, se midieron valores medios de  $83,24 \mu\text{mol NO}_3/\text{l}$  ( $5,16 \text{ mg/l}$ ), llegando a alcanzar valores superiores a  $200 \mu\text{mol NO}_3/\text{l}$  en noviembre y enero.

### Fitoplancton

Los nutrientes, la luz y la turbulencia son algunos de los principales factores ambientales que determinan la estructura plantónica del Mar Menor. El fitoplancton es especialmente sensible a los nutrientes cambiando habitualmente su composición en función de las concentraciones. Por los mecanismos enzimáticos de asimilación de nutrientes la relación superficie/volumen de las células del fitoplancton juegan un papel determinante en su habilidad para captarlos. Esto hace que en aguas oligotróficas el tamaño celular sea habitualmente menor (pico- ( $0.2\text{-}2 \mu\text{m}$ ) y nano- ( $2\text{-}20 \mu\text{m}$ ) fitoplancton) que en aguas eutróficas donde abundan células de mayor tamaño (micro- ( $>20 \mu\text{m}$ ) fitoplancton). La Figura 11 muestra la estructura y funcionamiento general del plancton en el Mar Menor (Gilabert, 1992).

## Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

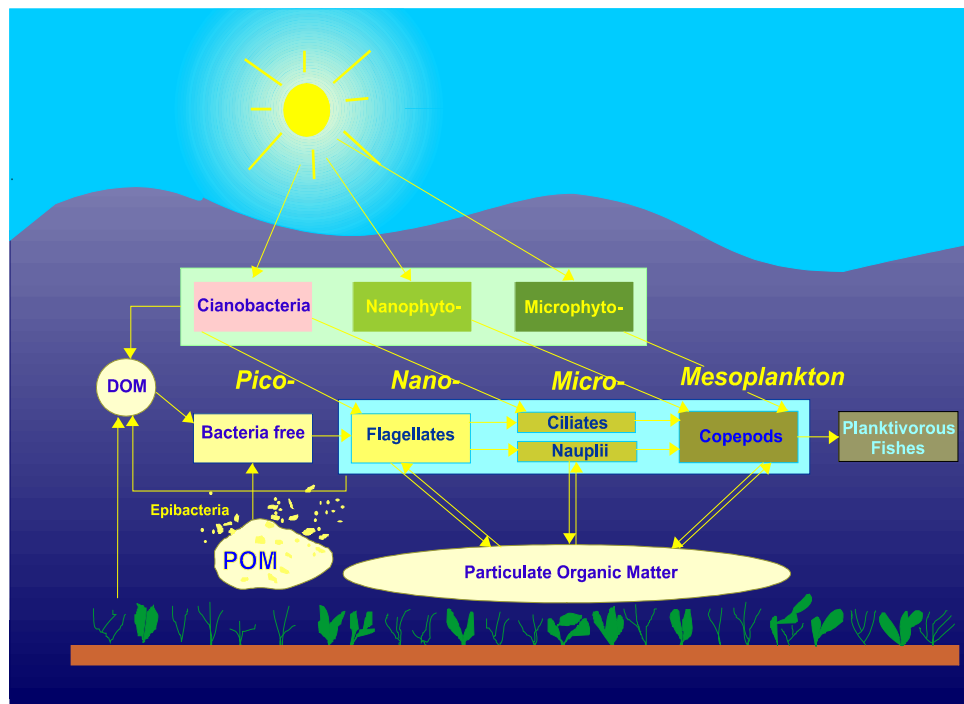


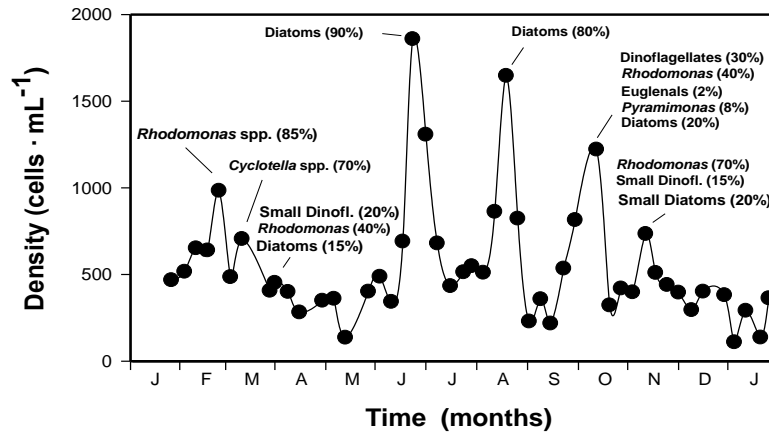
Figura 11. Estructura y funcionamiento del ecosistema planctónico del Mar Menor (Gilabert, 1992)

El ecosistema planctónico puede considerarse como un continuo desde organismos más pequeños (p.e. bacterias) hasta organismos de mayor tamaño como las larvas de peces y medusas. Los estudios sobre el plancton del Mar Menor se remontan a los años 80 (Ros, 1985, García, 1985; Gilabert et al, 1990; Gilabert, 1992) y tienen una especial relevancia porque sirven como línea de base para comprender los cambios ocurridos desde entonces.

Al tratarse de una laguna somera los mecanismos de resuspensión - al igual que la temperatura y los nutrientes - juegan un papel decisivo en la estructura del plancton. El viento y las corrientes resuspenden frecuentemente tanto materiales del fondo como organismos epibentónicos (fundamentalmente diatomeas, pero también ciliados y copépodos harpacticoides) con altas tasas de filtración. Estos organismos, junto con los filtradores del zooplancton (mayormente ciliados y copépodos) pueden crecer masivamente llegando a consumir prácticamente todo el fitoplancton pequeño. Cuando esto ocurre junto con varios días anticiclónicos en ausencia de vientos, tanto las partículas como las células grandes sedimentan, provocan lo que se ha denominado “fases de aguas limpias”. A finales de los años 80 era habitual encontrar tanto proliferaciones de microalgas planctónicas dando un color más verdoso al agua como fases de aguas limpias dejando el agua completamente transparente. La Figura 12 muestra la evolución temporal semanal fitoplancton y zooplancton en el Mar Menor en el año 1988 (Gilabert 2001).

## Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

### Phytoplankton



### Zooplankton

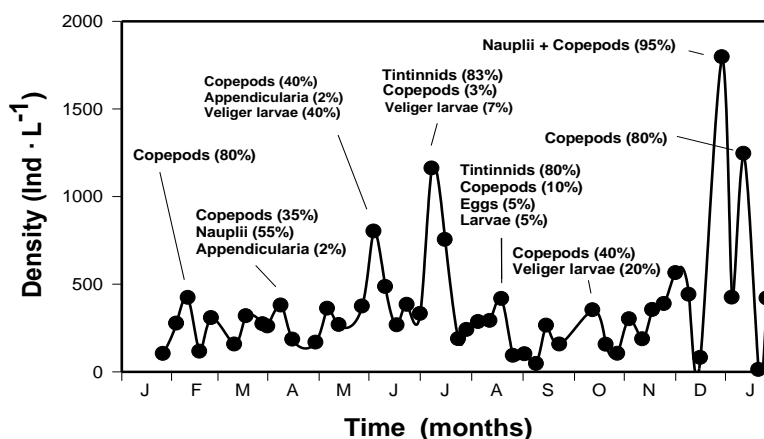


Figura 12. Evaluación temporal de fitoplancton y del zooplancton del Mar Menor en 1988 (Gilbert 2001)

## 4. Definición del grado de alteración de los hábitats y la biodiversidad

El estado de alteración de las comunidades de aves lagunares se conoce peor que el de las que utilizan los humedales asociados al Mar Menor (salinas, criptohumedales, encañizadas). En primer lugar, es difícil delimitar una comunidad estrictamente "lagunar", por la movilidad de las aves y su tendencia a utilizar la laguna como hábitat alternativo o complementario a otras zonas de alimentación, por especies que básicamente nidifican o invernan en los citados humedales asociados. Las comunidades invernantes, más estabilizadas en la laguna en los momentos en los que se realizan censos (la serie temporal de censos invernales del mes de enero es el registro más prolongado del que se dispone, basado en una iniciativa de ciencia ciudadana de larga tradición). Fuera de este periodo, faltan datos de seguimiento de las comunidades de aves que utilizan la laguna, tanto con un enfoque de cambio temporal, como de distribución espacial, lo que dificulta trazar tanto el estado como el valor de las aves como indicador de respuesta a los procesos internos de la laguna. Máxime cuando existen evidencias de respuestas que implican cambios

## *Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor*

espaciotemporales asociados a gradientes internos de funcionamiento (conectividad, confinamiento) o de presión antrópica (eutrofización, presión recreativa...), tal como han puesto de manifiesto Farinós & Robledano (2010) y Farinós et al. (2016 a).

Las aves acuáticas invernantes han sufrido cambios moderados, tanto en la riqueza de especies como en la abundancia relativa de las mismas (Robledano et al., 2011). A nivel cualitativo cabe destacar la existencia de una etapa (1992-2006) con presencia en la laguna de fitófagos estrictos (concretamente la Focha *Fulica atra*), alcanzando un máximo en 2005, probablemente relacionado con uno de los momentos en los que el proceso de eutrofización dio lugar a un mayor desarrollo de masas de algas filamentosas en puntos concretos de la ribera, y muy especialmente en la desembocadura de la Rambla del Albujión. Posteriormente a 2006 esta especie ha desaparecido. En cuanto a cambios de abundancia, cabe destacar la tendencia negativa de la invernada de Serreta mediana (ya comentada), que parece un indicador a largo plazo del deterioro de las condiciones oligotróficas imperantes en la laguna al menos desde la década de 1970.

Fuera del periodo estrictamente invernal, el conocimiento de la avifauna lagunar y sus relaciones ecológicas es, lamentablemente, fragmentario. Es infrecuente que se acumulen más de dos ciclos anuales completos de seguimiento (al menos mensual), tanto de la masa de agua propiamente dicho como de las orillas someras, cuya trascendencia para otras taxocenosis (peces) ha quedado sobradamente demostrada). Esto en parte se debe a la ya comentada dificultad de asignar a las aves a un hábitat o a una fuente de alimento concreta, de forma permanente o al menos estacional, dentro de la laguna. No obstante, por este mismo motivo, consideramos que al igual que otros taxones mencionados en la reunión constituyente del grupo de trabajo, como el mujol, las aves en tanto que consumidores apicales pueden tener un papel importante en la dinámica interna e incluso en la importación/exportación de biomasa, y por ende, de nutrientes entre la laguna y otros ecosistemas. Desde finales de 2016 colaborando con el profesor Pérez Ruzafa para esclarecer el papel de las aves, acoplando un programa de monitorización a sus trabajos actuales en la laguna, algo que ya hicimos en 2006-2008 a lo largo de algo más de un ciclo anual completo (Farinós & Robledano, 2010). También hemos realizado algún trabajo sobre la señal trófica que indica la procedencia del alimento de una especie con importante presencia en la laguna, el cormorán grande *Phalacrocorax carbo* (Farinós et al., 2016 a). Este trabajo estuvo en parte basado en procedimientos no invasivos (recolección de plumas en dormideros), y también aprovechó la disponibilidad de numerosos cadáveres de aves accidentadas en redes de pesca, material que también ha servido de base para estudios de contaminación por metales pesados (Navarro et al., 2010). Retomar estos trabajos permitiría profundizar en el papel de las aves, tanto en el procesado de nutrientes, como en su valor indicador del estado y evolución de la laguna.

Un aumento de la temperatura del agua de mar por encima de 30 ° C en los últimos años ha podido ser el detonante de la disminución de la fotosíntesis en *C. prolifera* y el comienzo de la regresión de la pradera coincidiendo con los planteado por Terrados y Ros (1991), tal y como se observa en la cartografía de la laguna realiza en el 2014 (Belando et al., 2014). La disminución de la fotosíntesis en *Caulerpa prolifera* (o su muerte) tienen como consecuencia la disminución de la absorción de nutrientes, los cuales quedaron disponibles en la columna de agua, originando ya desde la segunda mitad del 2015, con unas temperaturas medias de la laguna inusualmente altas, la proliferación de fitoplancton en la laguna (Aguilar y Giménez Casaldueiro, 2016).

A partir de la segunda mitad de 2015, las aguas del Mar Menor experimentaron un drástico cambio en su calidad, debido a una proliferación masiva de fitoplancton, las abundancias celulares estimadas para la mayoría de especies fitoplanctónicas eran consideradas muy elevadas, superando en la mayoría de casos el millón de células por litro, valor estimado para la determinación de la presencia de un evento de Floración Algal Nociva (FAN), alcanzado valores de concentración total de 250.000.000 células/litro. La presencia de especies nocivas como

## *Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor*

*Cylindrotheca closterium* provocaron conflictos en el sector pesquero por la producción de mucilagos (Aguilar y Giménez Casaldueiro, 2016, Aguilar et al, 2016). En este punto la laguna alcanzó un estadio de eutrofización grave y un “colapso ambiental”, el exceso de nutrientes provocaron un crecimiento explosivo de algas unicelulares que dieron al agua el color verdoso de la primavera del 2016, la alta concentración celular impedía el paso de la luz a las zonas profundas de la laguna impidiendo la fotosíntesis en dichas zonas. La vegetación situada por debajo del nuevo umbral fótico muere, al igual que una importante fracción del fitoplancton debido a la limitación en la disponibilidad de luz al agotamiento de los nutrientes causado por el crecimiento exponencial. La materia orgánica muerta del fondo se descompone debido a la actividad bacteriana, que consume oxígeno (situación que coincide con los datos puntuales tomados por la comunidad autónoma a lo largo del verano de 2016) y podría llegar a generar toxinas letales para plantas y animales. La ausencia de oxígeno hace que los organismos bentónicos mueran (moluscos, poliquetos etc), situación evidenciada por en el trabajo presentado por el Instituto Español de Oceanografía en 2016, donde se ha observado la muerte de grandes filtradores como *Pinna nobilis*. Los organismos bentónicos con una relativa movilidad escapan a zonas más superficiales o zonas litorales menos afectados, lo que podría explicar la concentración de especies de caballito de mar (*Hippocampus guttulatus*) en zonas concretas del litoral de la laguna durante los meses de verano del 2016.

En los meses de septiembre y octubre de 2016 se ha realizado una actualización del mapa de vegetación de la laguna. Como resultado se ha comprobado que se ha perdido un 85% de la extensión inicial de praderas marinas del Mar Menor y que el 15% restante se concentra en las partes más someras e iluminadas de la laguna, a profundidades superiores a los 2-3 metros. Esto supone un importante cambio en el estado ecosistémico lagunar, con consecuencias aún no evaluadas en la biodiversidad, sectores económicos como las pesquerías y el turismo y la sociedad civil.

La pérdida de *Caulerpa prolifera* se verá agravado por la liberación de nutrientes de los sedimentos orgánicamente enriquecidos y la resuspensión de sólidos del fondo sin vegetación. Además, las masas muertas de las algas aumentarían la disponibilidad de nutrientes en el sistema a medida que la biomasa se descomponga y libere sus compuestos de nitrógeno y fósforo (Lloret et al, 2008).

El aislamiento del Mar Menor con respecto al Mediterráneo, junto con las condiciones ambientales extremas (escasez de aporte hídricos, estrés térmico, elevada evapotranspiración, alta salinidad, etc.) generaron en la laguna una serie de comunidades dominadas por especies euriahhalinas y euritermas, que constituyen paisajes insólitos con respecto a las zonas mediterráneas próximas. Además, el estrés ambiental y el confinamiento favorecen la aparición de morfotipos específicos lagunares y una cierta variabilidad genética, incrementando su singularidad (Gonzalez Wagüemert et al., 2006; ). El ensanchamiento y dragado del canal del Estacio en los años 70, hasta 30 metros de ancho y 5 metros de profundidad, produjo profundos cambios en la hidrodinámica, comunidades biológicas y producción pesquera lagunar, con importantes repercusiones socioeconómicas. Al modificar las tasas de renovación de agua, cambiaron las condiciones físico-químicas, reduciendo la salinidad y suavizando las temperaturas extremas con las consecuentes repercusiones en las biocenosis lagunares (Perez-Ruzafa et al, 1991).

La tendencia de estos parámetros físicoquímicos a alcanzar valores próximos a los mediterráneos tiene como consecuencia la entrada de nuevas especies, multiplicándose por dos el número de moluscos y peces durante los últimos 15 años. Algunas de estas nuevas especies actúan como invasoras compitiendo con las autóctonas y, por consiguiente, transformando el paisaje sumergido y generando una pérdida de singularidad. Las medusas *Cotylorhiza tuberculata* (Macri, 1778) y *Rhizostoma Pulmo* (Macri, 1778) son especies estacionales procedentes del Mediterráneo (Gili,



## *Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor*

1985, Prieto et al., 2010). A partir de los años 90's empiezan a surgir proliferaciones masivas (EUROGEL, 2004; Fuentes et al., 2011). Las plagas de medusas generan un problema en el sector turístico, aunque a escala de funcionamiento del sistema debe considerarse más que un problema un hecho causal, consecuencia de la eutrofización creciente de la laguna. Estos eventos han provocado importantes impactos, no solo ambientales sino también socioeconómicos, y afectan de una manera directa al sector turístico. Debido a sus características fisiológicas es altamente probable que su entrada esté asociada a la caída de salinidad, su principal vía de colonización sea a través del canal del Estacio y su crecimiento se deba a la gran disponibilidad de nutrientes y por ende de plancton en el agua. Los trabajos realizados con *C. tuberculata* en la zona (Prieto et al., 2010; Astorga et al., 2012) apuntan a que las zooxantelas simbiotas no parecen contribuir de una forma significativa al balance energético de la medusa por lo que habría que replantearse la función de "filtro de nutrientes" que se le lleva presuponiendo desde hace años. Por otra parte, el factor que controla la proliferación masiva de la población es la temperatura. El ctenóforo *Mnemiopsis leidy* Agassiz, 1865, apareció en forma de densos enjambres en el año 2012 (Marambio et al., 2013). Su población ha disminuido en los últimos años, aunque es previsible que vuelvan a producirse nuevos episodios de proliferación masiva cuando se alcancen las condiciones óptimas para la especie (Giménez Casalduero et al., 2016). Numerosas especies se han incorporado a la laguna adheridas a los cascos de las embarcaciones a través del canal del Estacio, como el balano *Amphibalanus amphitrite* (Darwin, 1854) que es considerado como invasor en el Mediterráneo (Molnar et al., 2008) y la esponja *Haliclona (Haliclona) oculata* (Linnaeus, 1759) o la ascidia *Styela canopus* (Savigny, 1816) entre otras (Gonzalez-Carrión, 2015). Entre las especies consideradas invasoras o con un alto potencial para esta consideración, se encuentran los anélidos *Branchiomma bairdi* (McIntosh, 1885) y la coreana *Perinereis linea* (Treadwell, 1936), los moluscos *Fulvia fragilis* (Forsskål in Niebur, 1775) o *Bursatella leachii* De Blainville 1817 o el cangrejo azul (*Callinectes sapidus* Rathbun).

La expansión de *Caulerpa prolifera* a expensas de las praderas monoespecíficas de *Cymodocea nodosa* ha sido progresiva desde la apertura del canal de El Estacio, comenzando en la cubeta norte con estadios intermedios consistentes en praderas mixtas de *Cymodocea-Caulerpa* (Pérez-Ruzafa et al., 1989), no habiéndose detectado relación de competencia entre las dos especies de praderas en otros trabajos realizados por el IEO. La colonización inicial de *Caulerpa prolifera* se produjo por la suavización de las temperaturas mínimas ya que este alga no puede tolerar las temperaturas por debajo de 10 °C (Meinesz, 1979) que se alcanzaban frecuentemente antes del dragado de El Estacio. *C. prolifera*, por otro lado, tiene crecimiento casi continuo durante todo el año y una elevada capacidad de generación vegetativa de talo nuevo a partir de cualquier fragmento arrancado por el hidrodinamismo, lo que le confiere una alta tasa de colonización. A partir de ahí, la progresiva variación de las condiciones ambientales de la laguna, y, quizás, el incremento del estrés en los sedimentos y de nutrientes en el agua, en una segunda fase, que favorecerían al alga y quizás perjudicaran a la fanerógama *Cymodocea nodosa*, serían los procesos responsables de la expansión de *Caulerpa*. El incremento de la anoxia de los sedimentos tras la colonización por *Caulerpa prolifera* no es *per se* un factor que explique la regresión de *Cymodocea nodosa* ya que esta especie presenta adaptaciones a vivir en ambientes anóxicos (Terrados et al., 1999), pero sí podría haber contribuido a acelerar la regresión de *Cymodocea* en las zonas en que la planta estuviera sometida a cierta limitación por luz. De hecho, la inestabilidad de los sedimentos también provee de ventajas competitivas a las macroalgas frente a las fanerógamas y la interacción entre la limitación de luz y la anoxia del sedimento ha demostrado tener efectos negativos sobre diversas especies de fanerógamas marinas (Hemminga & Duarte, 2000).

## Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

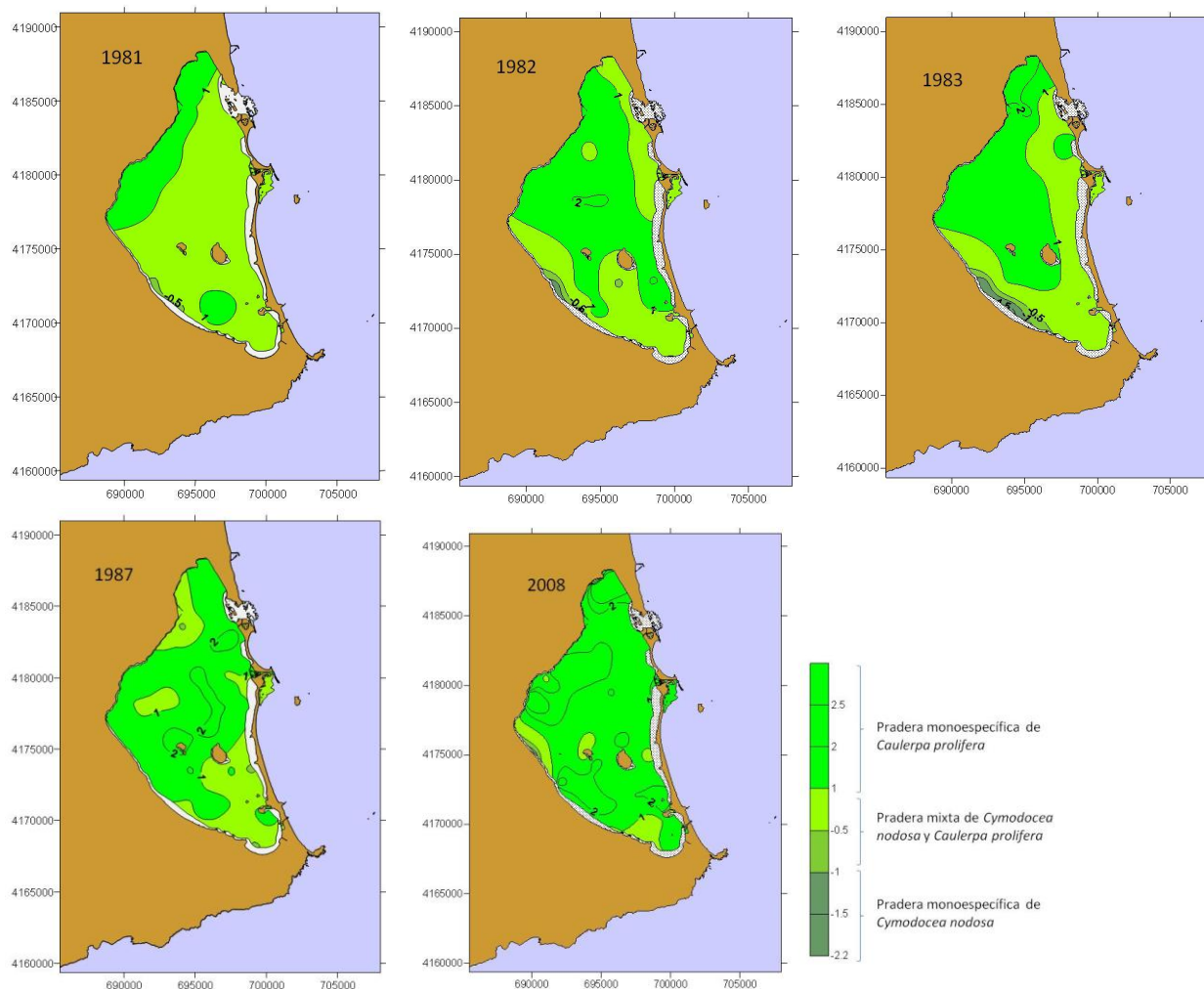


Figura 13. Evolución de las praderas de macrófitos en el Mar Menor desde el dragado del canal del Estacio, con una rápida expansión de la pradera monoespecífica de *Caulerpa prolifera*.

Así pues, parece que en el Mar Menor, tanto dicha inestabilidad (dragados y vertidos de arena, aumento de las tasas de sedimentación, aumento del contenido en materia orgánica), como el sobreenriquecimiento de nutrientes en la columna de agua, en una segunda fase, actuaron de forma sinérgica para favorecer las tasas de colonización de *C. prolifera* hasta el punto de ocupar la mayor parte de los fondos de la laguna (incluidos los fondos rocosos) en la actualidad.

### Repercusiones en la actividad pesquera

A pesar del incremento de la biodiversidad en la laguna, o probablemente debido a ello, como consecuencia de los procesos de colonización ocurridos a finales del siglo XIX con la apertura de la gola artificial de Marchamalo y posteriormente tras el agrandamiento del canal de El Estacio en la década de 1970, el aumento en el número de especies en la laguna ha ido vinculado a un descenso en las capturas de las principales especies comerciales, principalmente de los mújoles, en el primer caso, y nuevamente de este grupo y de las doradas (*Sparus aurata*), en el segundo. Este hecho ha sido relacionado con el incremento en la competencia interespecífica y los cambios en las características del sedimento y el ambiente del fondo (Pérez-Ruzafa y Marcos, 1987, Pérez-

## Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

Ruzafa et al., 1991).

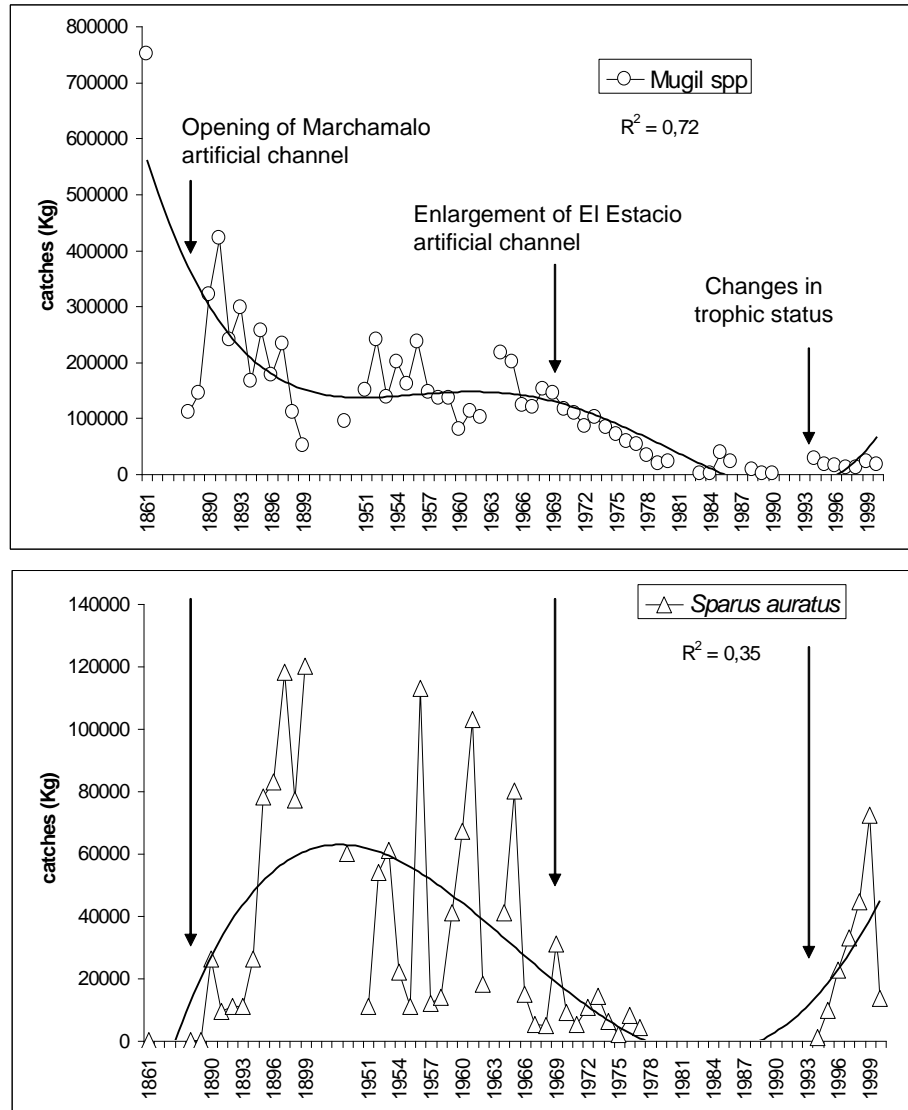


Figura 14. Evolución de las capturas de dos de las principales especies pesqueras del Mar Menor, los mújoles (arriba) y la dorada (abajo). La dorada y otros espáridos comenzaron a capturarse tras la apertura de distintas golas artificiales como la de Marchamalo y tras algunos temporales que rompieron la Manga a finales del siglo XIX. La colonización de nuevas especies se tradujo en una fuerte reducción de las capturas de mújol. Tras el dragado del canal del Estacio se produjeron nuevas colonizaciones de especies que perjudicaron drásticamente la pesca tanto de mújoles como de dorada. En los años 1990, el proceso de eutrofización y la entrada masiva de nutrientes ha permitido el aumento de las capturas, pero a costa de una pérdida importante de la calidad de las aguas y de las proliferaciones de medusas.

Algunos de los cambios más importantes ocurridos en las lagunas costeras se han producido por efecto de obras costeras, generalmente, para el desarrollo de infraestructuras turísticas (relleno de terrenos, apertura y ensanche de canales de comunicación con el mar, desarrollo urbano y vertidos asociados, construcción de puertos deportivos, etc.). En el caso del Mar Menor ha habido distintas actuaciones destinadas a ganar terrenos al mar, como las que produjeron la desaparición del Vivero, área somera al sur de la Manga, conocida así por los pescadores por ser el lugar de

## *Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor*

reclutamiento de numerosas especies de peces. En 1986 el Ministerio español de Obras Públicas inició un plan de creación de playas artificiales en la laguna. Las actuaciones consistieron en el dragado de sedimentos arenosos en las áreas someras al norte de La Manga (la barrera arenosa que separa la laguna del Mediterráneo) y su bombeo en las zonas someras en la costa oeste de la laguna. La estabilidad de las playas se reforzó mediante la instalación de diques rocosos perpendiculares a la costa.

Como consecuencia de estas actuaciones, tanto las áreas de dragado como de vertido mostraron cambios en las características del hábitat. Ambas zonas eran originariamente someras, con profundidades inferiores a 1,5 m, y arenosas, sin cobertura vegetal o con manchas aisladas de *Cymodocea nodosa*. En el límite profundo de ambas áreas, a profundidades superiores a 1,5 m, se iniciaba la pradera densa de *Caulerpa prolifera*. Tras las obras de bombeo, en las zonas someras se observó un lento avance de manchas de *C. prolifera*, siendo mucho más rápido en las zonas dragadas (Pérez-Ruzafa et al. 1991, 2006).

Tanto en las zonas de dragado como de bombeo la alteración del sustrato produjo una sustitución de los fondos arenosos dominados por arena gruesa y fina y con bajos contenidos en limos, arcilla y en materia orgánica (siempre inferior al 0,5 %), por fondos fangosos con praderas densas de *C. prolifera*, dominados por arena fina y con porcentajes altos de limos, arcilla y materia orgánica que supera el 3%. Asociada a esta alteración del sedimento y la vegetación, los poblamientos de peces cambian también radicalmente, empobreciéndose de manera significativa, tanto en su abundancia, como en el número de especies.

Es importante tener claras las condiciones de referencia porque no sería lo mismo considerar como situación de partida un Mar Menor con praderas de *Caulerpa* que la situación en la que *Caulerpa* aún no había invadido la laguna. Es importante diferenciar el papel innegable que *Caulerpa* juega (o jugaba desde su invasión en los años 1970) en la extracción de nutrientes y que lógicamente ha jugado desde que empezaron los vertidos a través de la rambla del Albuñón, y otras fuentes tras el cambio en las actividades agrícolas en los años 1990, del que jugaban otros componentes del ecosistema (como cianofíceas o diatomeas bentónicas y praderas de fanerógamas) que sería igual de importante y que existían antes de la expansión de *Caulerpa* pero con consecuencias muy distintas para el ecosistema. En opinión de Angel Pérez Ruzafa no debería perderse de vista que la situación de referencia del Mar Menor no debería ser con una pradera de *Caulerpa*, sino el estado previo a su invasión, ya que *Caulerpa*, no solo es un alga invasora, sino que su expansión supuso un elevado aumento de materia orgánica en el sedimento, que dio lugar a condiciones anóxicas y producción de sulfhídrico, lo que se tradujo en pérdidas de fauna bentónica y una caída en las capturas de Mújol.

En este contexto y en la misma necesidad de entender el poblamiento de la laguna, y los mecanismos de conectividad que mantiene internamente y con el mar abierto, se ha puesto en marcha una línea de genética de poblaciones lagunares que viene dando muy buenos resultados, trabajando principalmente con moluscos, equinodermos y peces (González-Wangüemert, 1997; González-Wangüemert et al., 2003, 2004, 2006; Vergara-Chen, 2008) y que permitirá conocer el grado de dependencia de los recursos y procesos ecológicos del Mar Menor de los que tienen lugar en el Mediterráneo y, al mismo tiempo, el papel que juega la laguna (y por extensión este tipo de ecosistemas) en las posibilidades de adaptación de las especies que penetran en ella durante determinadas fases de su ciclo de vida a situaciones de extinción como las asociadas al cambio climático.

De cara a desarrollar modelos predictivos y herramientas que ayuden a la toma de decisiones y que permitan anticipar las consecuencias de las distintas actividades y medidas de gestión, en el momento actual, el grupo de investigación se encuentra trabajando en una fase avanzada del

## *Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor*

modelado hidrodinámico de la laguna, en cooperación con el *Istituto di Scienze Marine (Sezione di Venezia)* y el profesor Javier Gilabert de la UPCT. El conocimiento del papel de la conectividad en el mantenimiento de la integridad ecológica del ecosistema lagunar es vital para entender sus mecanismos homeostáticos y los bienes y servicios que presta y determinar los márgenes de seguridad para posibles actuaciones en los canales que sin esa información deberían evitarse a toda costa.

### ***Fitoplancton***

Desde el último año no se ha producido esta “fase de aguas limpias” debido a la combinación de una serie de efectos directos e indirectos. De un lado, el aumento de nutrientes ha provocado un incremento del tamaño celular que junto con las células pequeñas (pico y nano-plancton, p.e. cianobacterias unicelulares, *Synechococcus*, - que ya existían en grandes densidades en los años 80 - y otras células como p.e. *Cyclotella*, *Chrysocromulina*, etc...) provocan un aumento del coeficiente de extinción de la luz en el agua. En los meses de abril-mayo se produjo además un crecimiento masivo de células del tipo *Nannocloropsis* (aislada pero todavía no determinada) impidiendo la penetración de la luz al fondo. La proliferación de fitoplancton de mayor tamaño (principalmente diatomeas, como p.e. *Cylindrotheca closterium* muy abundantes, o dinoflagelados) producen excreciones de mucilagos en el agua que se acumulan en las intersecciones de corrientes produciendo espumas (que también se pueden acumulan en algunos lugares de la costa, aunque no siempre ésta es producida por el fitoplancton). La materia orgánica exudada por las células proporciona Nitrógeno Orgánico Disuelto (no cuantificado) al agua fácilmente asimilable por células de pequeño tamaño, lo que explica la coexistencia de ambas células grandes y pequeñas en el medio. A este aporte de materia orgánica disuelta hay que añadir, de otro lado, la procedente de la descomposición de la pradera de *Caulerpa prolifera*. La materia orgánica disuelta aporta una coloración significativa al agua aumentando también el coeficiente de extinción de la luz. Otro elemento que contribuye directa e indirectamente a la turbidez del agua es el aporte de materiales externos a la laguna que se mantienen resuspendidos en el agua. Este tipo de materiales afecta directamente a la turbidez e indirectamente colapsa al zooplancton filtrador como p.e. larvas de otros organismos como velíferas (de bivalvos) nauplius (de copépodos), ciliados (tintínidos, estrombilidos, etc.) que se alimentan de bacterias y fitoplancton de pequeño tamaño (pico- y nano- plancton). La supresión, al menos en parte, de estos organismos en la cadena trófica planctónica puede producir desequilibrios en la estructura del plancton que afectan al funcionamiento de toda la laguna. Las medusas serían un mecanismo más de control del fitoplancton “desde arriba hacia abajo” consumiéndolo, frente a los nutrientes que lo harían “de abajo hacia arriba”.

En los años 80 la masa de agua de la laguna podía considerarse oligotrófica por sus bajos niveles de nutrientes. Con el cambio en la concentración de nutrientes a lo largo de los años la composición del fitoplancton ha sufrido cambios desplazándose hacia el microplancton (mayor de 20  $\mu\text{m}$ ). La Figura 15 muestra la secuencia de cambios en la estructura de la cadena trófica planctónica en función del proceso de eutrofización, mostrando tal y como se encuentra en el estado actual de la red trófica planctónica (situación a la derecha).

## Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

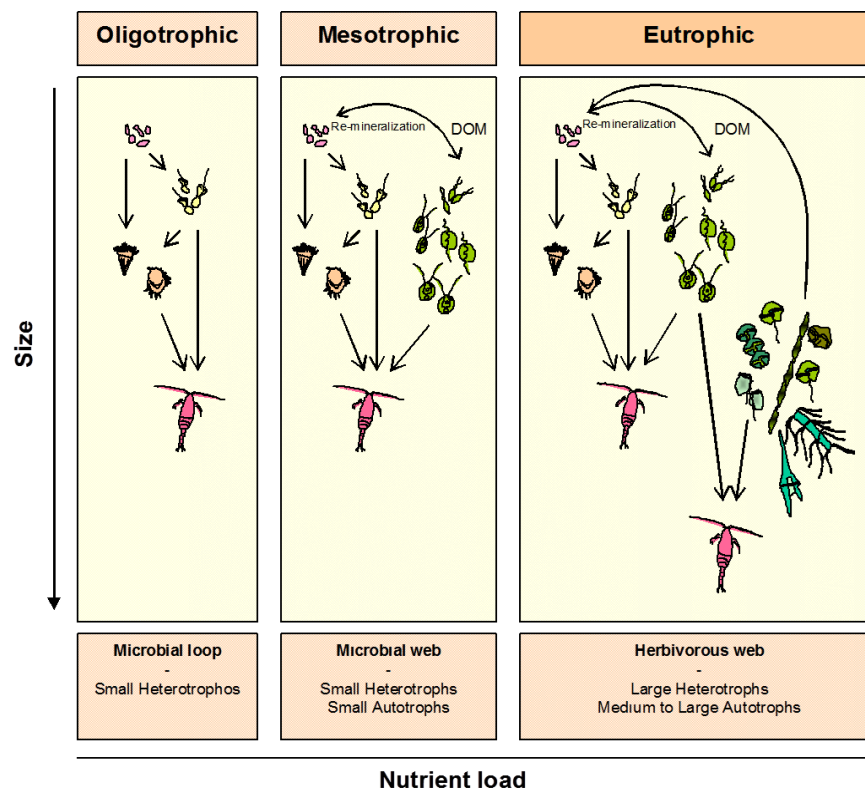


Figura 15. Cambio de la estructura trófica planctónica desde un estado oligotrófico a eutrófico (Pérez-Ruzafa, Marcos y Gilabert, 2005).

Los cambios producidos en el fitoplancton, debidos mayormente al incremento de nutrientes en el agua, pueden inducir también modificaciones en la composición específica. Si bien es difícil establecer relaciones directas entre las concentraciones de nutrientes y la composición de éste, los procesos de eutrofización, en diferente medida, pueden inducir cambios en la relación entre los tipos de células dominantes, p.e. diatomeas/dinoflagelados. Aunque no son muchas las especies nuevas identificadas en la actualidad en el Mar Menor con respecto a las de los años 80, es cierto que algunas predominan mucho más de lo que lo hacían anteriormente. Entre estas células se encuentran algunas especies de dinoflagelados (aunque no exclusivamente) que pueden producir toxinas como mecanismo para adquirir ventajas competitivas, tanto en la depredación como en su evitación. Se puede afirmar que la presencia de especies de fitoplancton tóxico es completamente normal en el agua decir, el problema se produce cuando estas células crecen masivamente en forma de proliferaciones prácticamente monoespecíficas. En estos casos las toxinas producidas pueden bioacumularse en organismos marinos, p.e. moluscos bivalvos, afectando a las personas que los ingieran. Aunque en la bibliografía se han descrito casos de intoxicaciones por estas toxinas en otras zonas, en el Mar Menor no se han producido habiéndose encontrado densidades elevadas de algunas de especies citadas como potencialmente tóxicas. Los análisis de toxinas realizados hasta la fecha han dado negativos.

Desde el año 2007 se ha analizado - con mayor o menor regularidad - el fitoplancton potencialmente tóxico de algunas de las playas del Mar Menor. El objetivo de estos análisis era poder advertir a las autoridades sanitarias en caso de evento de proliferación al fitoplancton tóxico. Se ha observado una gran variabilidad interanual de la densidad de este tipo de células en las

## *Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor*

zonas de baño. Las especies aparecidas en el último año no han diferido significativamente de las encontradas con anterioridad, si bien en ocasiones han aparecido proliferaciones mayores. Una vez detectadas, los análisis de toxinas en agua realizados han dado negativos.

Aunque este problema no ha producido efectos indeseados en la salud humana y en la pesca, es evidente que requiere atención prioritaria, principalmente para definir sus causas y tomar las medidas pertinentes.

### **5. Prognosis de las respuestas ecológicas del ecosistema. Directrices para la prevención y minimización de las presiones y para la restauración ecológica de la laguna.**

La necesidad de entender el funcionamiento de la laguna, como un sistema complejo donde todos sus elementos interactúan y las condiciones ambientales cambian como respuesta de adaptación o forzadas por actuaciones externas, ha llevado a investigar igualmente y desde un primer momento los mecanismos de funcionamiento y respuesta del Mar Menor. Se ha propuesto un modelo, basado en la teoría del confinamiento, para explicar la colonización en la laguna y la distribución de sus comunidades bentónicas (Pérez-Ruzafa & Marcos, 1992, 1993), asimismo se han estudiado las condiciones hidrológicas, la distribución de nutrientes y clorofila a (Pérez-Ruzafa et al. 2005a), la importancia de las características geomorfológicas en los poblamientos lagunares (Pérez-Ruzafa et al. 2005c, 2007b), la aplicación de nuevas tecnologías, como los sensores remotos, al estudio de la calidad de las aguas lagunares (Gilbert et al., 1995; Pérez-Ruzafa et al., 1996) y las escalas de variabilidad en las lagunas costeras (Pérez-Ruzafa et al., 2007a).

Estos estudios han puesto de manifiesto una heterogeneidad espacial y una complejidad en el ecosistema que no se le suponían a las lagunas costeras (Pérez-Ruzafa & Marcos, 2008) y sugieren complejos mecanismos homeostáticos y de autorregulación frente al estrés introducido por las actividades humanas (Pérez-Ruzafa et al., 2005a).

Todo parece indicar, que, con los niveles de nutrientes actuales, el fósforo ha pasado a ser el factor limitante de la productividad biológica en la laguna, siendo el nitrógeno excedentario la mayor parte del tiempo. Ello implica que el sistema puede no mostrar respuestas evidentes a pequeñas fluctuaciones en la entrada de compuestos nitrogenados pero que podría reaccionar de forma conspicua a cualquier entrada de fósforo, ya sea procedente de aguas urbanas o de cualquier otro origen.

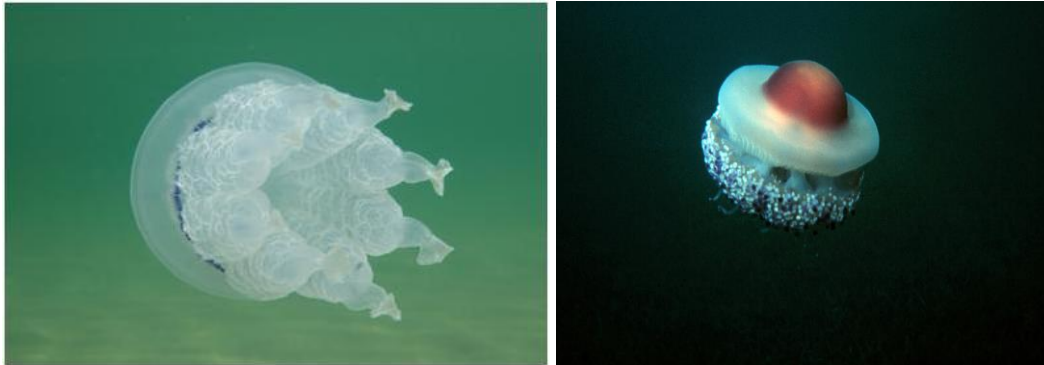
Como consecuencia de los cambios en el régimen de entrada de nutrientes, la columna de agua en la laguna ha pasado de ser oligotrófica a eutrófica proveyendo las condiciones para el crecimiento de células fitoplanctónicas más grandes y los subsiguientes cambios en la estructura trófica que esto implica y la reducción en la calidad de las aguas y la penetración de la luz.

Las comunidades planctónicas son altamente dependientes del estado de los nutrientes por lo que los poblamientos dominados por flagelados de pequeño tamaño (*Rhodomonas* y *Cryptomonas*) en invierno, y diatomeas y dinoflagelados desde la primavera al otoño, se han visto sustituidos por diatomeas grandes como *Coscinodiscus spp.* y *Asterionella spp.* presentes durante todo el año.

A raíz de estos cambios en el estado trófico de las aguas, desde 1995 y principalmente durante el verano, tiene lugar una fuerte proliferación de las medusas *Rhizostoma pulmo* y *Cotylorhiza tuberculata* que colonizaron el Mar Menor como consecuencia del agrandamiento del Estacio. *Aurelia aurita*, la única especie autóctona del Mar Menor, es ahora la menos abundante y tiene su

## Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

máxima densidad en primavera (abril y mayo). Por su parte, *Rhizostoma pulmo* comienza a proliferar en mayo, mientras que *Cotylorhiza tuberculata* tiene su pico de abundancia en junio y julio, alcanzando más de 12 individuos por 100 m<sup>3</sup>. A mediados del verano de 1997 se estimó una población de medusas en toda la laguna del orden de 40 millones de individuos.



*Rhizostoma pulmo*

*Cotylorhiza tuberculata*

Figura 16. Las dos especies de medusa *Rhizostoma pulmo* y *Cotylorhiza tuberculata* que colonizaron el Mar Menor tras el dragado del canal del Estacio. Actualmente presentan proliferaciones estivales que, aunque llegan a constituir una plaga desde el punto de vista de los bañistas, sin embargo regulan la red trófica lagunar y mantienen la calidad del agua.

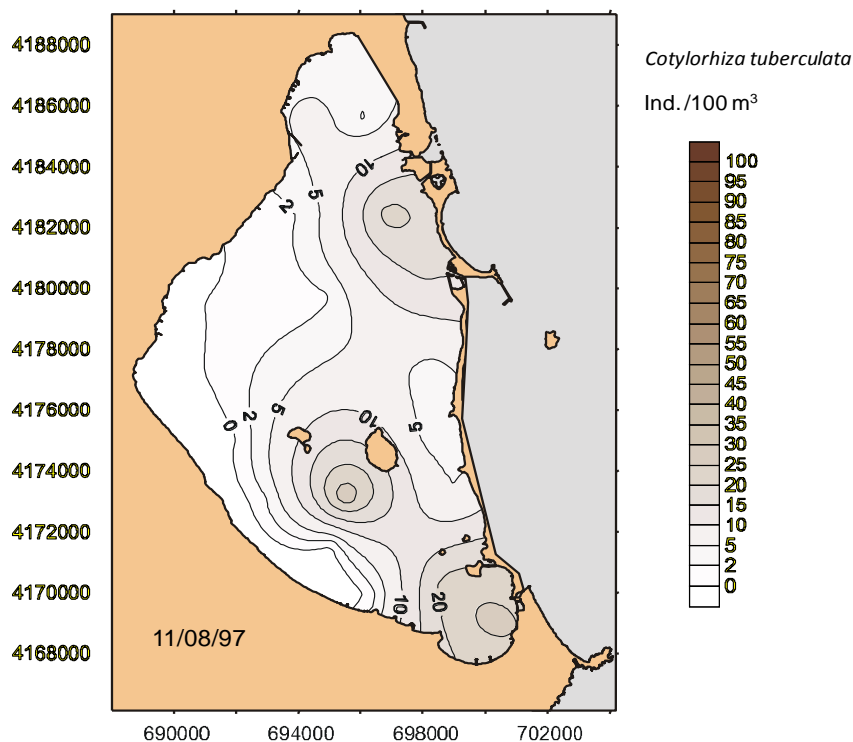


Figura 17. Distribución espacial de la medusa *Cotylorhiza tuberculata* en el Mar Menor en agosto de 1997.

Generalmente se piensa que la entrada de nutrientes estimula la producción primaria, y por tanto incrementa la biomasa fitoplanctónica, pero esto no es completamente cierto en el Mar Menor debido al control desde los niveles superiores de la red trófica (*top-down*), ejercido en este caso por el plancton gelatinoso y por el ictioplancton, que mantienen bajos los niveles de clorofila, aunque



## *Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor*

eso sí, sosteniendo poblaciones muy elevadas de medusas.

Es paradójico encontrar que la clorofila a y el biovolumen total considerado bajo el rango de tamaños entre 2–1000  $\mu\text{m}$  tiende a ser inferior ahora – cuando la entrada de nitratos es más alta, la concentración de fosfato muy baja y con altas densidades de medusas–, que en la década de 1980 – con niveles de nitrato más bajos, concentración de fosfato más alta y sin medusas.

En sistemas en los que los nutrientes son escasos, las células pequeñas, de crecimiento rápido, pueden suministrar suficiente alimento disponible para ramoneadores también pequeños, dando lugar a densidades relativamente altas de copépodos. Sin embargo, las células grandes, que crecen con densidades más elevadas de nutrientes, pueden llegar a ser demasiado voluminosas para que los copépodos ramoneen sobre ellas, y que estos no estén disponibles para el zooplancton grande (principalmente larvas de peces).

Mientras que el origen de las diatomeas grandes puede ser explicado como consecuencia directa de las entradas de nitratos, la abundancia de tintínidos, el segundo componente en importancia numérica en los contenidos estomacales de las medusas, hay que explicarla de otro modo ya que se alimentan principalmente de bacterias, flagelados heterotróficos y pequeñas células de fitoplancton. El efecto de las medusas extrayendo tintínidos puede considerarse un mecanismo de control *top-down* indirecto sobre las fracciones pequeñas del espectro de tamaños. Mediante el ramoneo de copépodos, las medusas también actúan indirectamente sobre el fitoplancton pequeño, reduciendo el control *top-down* que realizarían aquellos sobre esta fracción. Esta combinación de factores puede explicar por qué algunos sistemas eutrofizados mantienen poblaciones viables de fitoplancton de células pequeñas y grandes poblaciones de zooplancton grande gelatinoso. Por otro lado, la eliminación de las diatomeas grandes tiene un efecto indirecto sobre los niveles de nutrientes en la medida en la que ellas extraen nutrientes inorgánicos de la columna de agua, pero la eliminación simultánea de herbívoros como los ciliados y copépodos reduce la presión ramoneadora sobre el fitoplancton pequeño. La combinación de efectos directos e indirectos sobre distintos tramos del espectro de tamaños y de los mecanismos de control como la competencia por los recursos disponibles (*bottom-up*) y la depredación (*top-down*) (Lehman, 1991, Cottingham, 1999) se traduce en una estructura de tamaños diferente a la que cabría esperar bajo condiciones de eutrofia.

La existencia en el Mar Menor de los mencionados mecanismos homeostáticos, aunque es una salvaguarda para resistir las agresiones humanas, hace que la detección de los impactos sea más difícil al enmascarar los síntomas de eutrofización y no manifestarse en los indicadores habituales hasta que podría ser demasiado tarde. Por ello, complementariamente a las líneas mantenidas en el desarrollo de herramientas de planificación ecológica (Marcos, 1991) y detección de impactos en la laguna, sustentada en el uso de índices e indicadores biológicos (Salas, 1996, 2002; Salas et al., 2005, 2006a, 2006b, 2008), es fundamental estudiar a fondo los componentes y procesos implicados en las respuestas homeostáticas y sus límites, así como en los posibles mecanismos de restauración ecológica.

Un aspecto importante que es necesario rellenar es el conocimiento de los flujos de nutrientes desde el sedimento a la columna de agua en distintas situaciones de estructura sedimentaria y de productores primarios (microfitobentos, algas y/o fanerógamas).

Por otro lado, hace años resaltábamos que la implementación de la Directiva Marco del Agua, que regulará de una forma importante el futuro en la gestión de la laguna (García-Sánchez, 2007; Pérez-Ruzafa & Marcos, 2008) requiere que se aborden de manera inmediata la tipificación de las masas de agua, la selección de indicadores, su intercalibración en el contexto internacional y el establecimiento de los niveles de referencia aplicables al Mar Menor, tareas en las que la Región de Murcia, a nivel institucional, está perdiendo la oportunidad de tener el control de la gestión de un

## *Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor*

recurso ecológico y económico inestimable.

Por otro lado, las áreas someras muestran una importancia máxima como hábitats críticos en la laguna. Es decir, pueden definirse como áreas específicas esenciales para mantener y conservar favorablemente la comunidad de peces (y la biocenosis lagunar) y que requieren, a veces por su ubicación o uso, de una gestión particular. Así por ejemplo, resulta básico buscar soluciones poco impactantes que puedan ser compatibles con los múltiples usos y actividades (ej. desarrollo de herramientas para la toma de decisiones y que permitan protocolizar la respuesta de la Administración a las actividades y usos desarrollados sobre áreas someras).

No se dispone de datos concluyentes para poder definir el grado de alteración actual de la comunidad de peces de zonas someras. Evaluar su estado actualizado como biocenosis indicadora es útil para describir el estatus medioambiental del ecosistema. Además, pensamos que caracterizar y tipificar la comunidad de peces asociada a las zonas someras es una información básica y complementaria de la que se obtendrá del proyecto MONITORIZACIÓN Y MODELADO DE LA CALIDAD DE LAS AGUAS Y ESTADO ECOLÓGICO DEL MAR MENOR Y PREVENCIÓN DE IMPACTOS. La combinación de ambas puede ser una herramienta adecuada para el modelado de la red trófica de la laguna, básica tanto para la gestión de la biodiversidad y pesquerías como para evaluar el impacto de problemáticas integrales en la laguna y, en consecuencia, poder realizar una prognosis de las respuestas ecológicas del sistema. La voluntad de colaborar y compilar información con el Grupo de Investigación Ecología y Ordenación de Ecosistemas Marinos Costeros, responsable del proyecto aludido, ya ha sido puesta de manifiesto entre miembros de ambos grupos.

Algunas de las directrices para la prevención y minimización de las presiones deben centrarse en el manejo potencial de la cadena trófica a través de la gestión pesquera con el objetivo de minimizar procesos de eutrofización (= biomanejo de la cadena trófica). Existen taxones potenciales para evaluar estas posibilidades, aspecto sobre el que sería recomendable profundizar. Sin duda, la elaboración de estas directrices precisa de un conocimiento continuo del reclutamiento y alevinaje en sus zonas someras como hábitats críticos.

Aunque no disponemos de datos concluyentes, el principio de precaución ante el nuevo escenario debería llevarnos a evaluar la situación de determinadas pesquerías y a posibles medidas cautelares que pudieran minimizar efectos sobre las mismas (estudiar la posibilidad de ampliar vedas y reducir cupos).

Las áreas someras sufren un impacto continuo de problemáticas asociadas a actuaciones y usos específicos (limpieza y regeneración de playas, eliminación de cúmulos de vegetación, creación de infraestructuras, etc.). Establecer directrices y diseñar protocolos de actuación que mitiguen y minimicen dichos impactos es una necesidad básica de gestión.

Pensamos que todavía estamos lejos de conocer la estructura y funcionamiento de la comunidad de peces presente en las zonas someras, así como su respuesta ante las afecciones derivadas de problemáticas específicas pretéritas y continuadas en el tiempo. Estos aspectos únicamente pueden llegar a interpretarse estableciendo una red de puntos de seguimiento continuo (en zonas someras) y con estudios experimentales específicos. La comunidad de peces en zonas someras puede ser una biocenosis indicadora del estado ecológico, si bien, debería analizarse su potencial para conformar un bioindicador de evaluación rápida de la respuesta del sistema.

Desde nuestro conocimiento, pensamos que queda mucho por profundizar también en la investigación y manejo a nivel de especies emblemáticas o representativas siendo una herramienta muy útil en la gestión integral de la laguna. La gestión particular o específica de estas especies puede asegurar también la conservación de un conjunto más amplio de especies y sus hábitats (ej.

## *Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor*

prioritaria la obtención de datos biológicos básicos dirigidos a optimizar las pesquerías y actividades extractivas). Este aspecto está también relacionado con la búsqueda de indicadores de seguimiento en la laguna.

En el caso de la conservación de especies amenazadas se han realizado avances en medidas adoptadas para la protección y potenciación de varias especies (principalmente *Aphanius iberus* e *Hippocampus guttulatus*). No obstante, resulta evidente determinar el efecto de las nuevas condiciones eutróficas en la laguna sobre éstas y otras especies de interés conservacionista (*Anguilla anguilla*, *Syngnathus abaster*, *Pomatoschistus marmoratus*, etc.). Además, es prioritaria una gestión continuada en el tiempo de estas especies e ignorar el conocimiento adquirido puede provocar errores importantes en dicha gestión. Manejar con los criterios científicos evaluados únicamente será posible si se analizan las carencias aún existentes (ej. determinación de la dinámica y estructura metapoblacional de estas especies en la laguna).

La expansión urbana en la zona de influencia de la laguna está asociada principalmente al turismo. El incremento de la ocupación del suelo ha provocado la desaparición de hábitats naturales y ecosistemas singulares como dunas y lagunas litorales, saladares etc. La ocupación del suelo en las zonas de influencia del Dominio Público, tiene repercusión sobre el incremento de los riesgos naturales asociados (inundación por elevación de aguas marinas o avenidas, erosión costera, cambio climático, etc.). La demanda de infraestructuras choca frecuentemente con la conservación de la laguna. Las actuaciones de dragados y rellenos de terrenos para la generación de nuevas playas en un ambiente lacustre y por definición sin presencia de grandes playas, junto con la construcción de paseos marítimos y puertos, ligados a la expansión urbanística han dado lugar a la modificación de las características de los fondos de la laguna y las comunidades asociadas. Por otro lado, el aumento de infraestructuras y la ocupación del Dominio Público también causa una alteración de la cuenca hidrográfica, incrementando los riesgos naturales, principalmente las inundaciones y su consecuente incremento en aportes sedimentarios, nutrientes, agua dulce, etc. que afecta a todas las comunidades de las zonas receptoras, tal y como se ha observado en los episodios de lluvias recientes.

La intensificación de la agricultura sufrida en el campo de Cartagena, originó importantes efectos en la laguna. La sustitución de la agricultura tradicional de secano por una agricultura intensiva provocó una transformación sustancial del paisaje así como, una eliminación y degradación de los hábitats terrestres, además de deficiencias estructurales en el trazado y dimensión de la red de drenaje agrícola (Carreño Fructuoso, 2015). Todo ello contribuye al riesgo natural de inundaciones y genera una alteración en la cuenca hidrográfica, cuya consecuencia directa es el desequilibrio hídrico en los humedales. Este desequilibrio favorece la sustitución de especies típicas en pro de las oportunistas. El incremento de los flujos hídricos aumenta los aportes sedimentarios a la laguna y, consecuentemente, la turbidez, disminuyendo las radiaciones de luz disponibles para la comunidad fital. Además, la existencia de un mayor número de partículas en suspensión afecta a los organismos filtradores y a la ictiofauna (los peces no soportan altos niveles de partículas en suspensión en el agua ya que les provoca obturación de las agallas y muerte por asfixia) (DOER, 2000, Engel-Sørensen y Skyt, 2001).

El incremento de la agricultura de regadío en la cuenca del Mar Menor origina una creciente necesidad del recurso agua, lo que ha provocado una intensa sobreexplotación de los acuíferos y una salinización de las aguas subterráneas por intrusión marina. Todo ello conlleva la necesidad de desalobrizar el agua de acuífero para su utilización en agricultura, proceso que genera residuos de salmuera con altos niveles de nitratos (Martínez y Esteve, 2002; Velasco et al, 2006). Estos residuos terminan en la red de drenaje, afectando a los humedales (Martínez Fernández et al, 2005; Velasco et al., 2006; Carreño et al., 2008; Esteve et al., 2008; Martínez Fernández et al, 2009) y, posteriormente, en la laguna favoreciendo el proceso de eutrofización. Por otro lado, los

## *Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor*

abonos y fitosanitarios (principalmente abonos químicos y plaguicidas), usados para el aumento de la productividad agrícola son, en parte, lixiviados y transportados por el agua de escorrentía hacia la laguna. Los abonos transformados en nutrientes, han generado un proceso de desequilibrio trófico y eutrofización de la laguna, provocando una importante pérdida de singularidad y la destrucción del 85 % de las praderas de la laguna ).

El efecto de los fitosanitarios sobre las comunidades lagunares y marinas no está bien dilucidado, sin embargo, se han detectado la entrada de unos 70 contaminantes orgánicos a través de la rambla del Albuñón (Moreno Gonzalez et al, 2013), unos 18 kg anuales de pesticidas procedentes de la agricultura y 11kg anuales de fármacos procedentes de vertidos urbanos (León et al, 2016). Estudios realizados en otros entornos apuntan a algas, crustáceos y moluscos como grupos especialmente sensibles a este tipo de compuestos. Los herbicidas y pesticidas inhiben el crecimiento de las fanerógamas lagunares como *Cymodocea nodosa*, *Zostera noltii* y *Ruppia sp.* (Marin-Guirao et al., 2005).

La situación actual del Mar Menor demanda de forma urgente actuaciones desde un enfoque integral, con el objetivo último de conservar y reponer el capital natural y los servicios ecosistémicos de la laguna. El reto que se presenta con el objetivo de recuperar el ecosistema lagunar degradado, es un proceso complejo de gestión que implica una profunda comprensión de las interacciones biológicas y ambientales.

### ***Directrices para la restauración ecológica de la laguna:***

Los datos científicos disponibles indican que el ecosistema lagunar ha experimentado cambios muy significativos en su funcionamiento y estructura muy alejados de su estado anterior al proceso de eutrofización actual. Esta situación dificulta la aplicación de soluciones científicas y técnicas inmediatas que permitan revertir la situación en el corto plazo entre otros factores por el desconocimiento de los posibles efectos no deseables sobre el ecosistema de esas acciones.

Por otro lado, podrían observarse síntomas de reversibilidad hidrodinámica y ecosistémica y mejora de las condiciones del Mar Menor siempre que se produzca una eliminación efectiva y significativa de los aportes contaminantes. Sin que tengamos una certeza en cuanto a los tiempos de recuperación y siendo necesario seguir estudiando la evolución de los parámetros ecológicos y del proceso de eutrofización, hay que tener en cuenta que las lagunas costeras tienen una capacidad de recuperación mucho mayor que otros ecosistemas porque están adaptados a las fluctuaciones.

Según lo expuesto se proponen las siguientes directrices:

1. Debe considerarse prioritario conservar y recuperar la diversidad biológica y ecológica del Mar Menor, en especial los tipos de hábitats, especies, procesos ecológicos y paisajes presentes, así como recuperar, mantener y mejorar su estado actual.
2. Es necesario establecer y aplicar de forma efectiva los principios y criterios de la Gestión Integrada de Zonas Costeras y, el desarrollo de procedimientos que permitan incorporar los resultados de la evaluación a los procesos de toma de decisiones.
3. Debe asegurarse el vertido 0, entendiendo este como la eliminación de todas las entradas en origen antrópico en la laguna, respetando solo aquellos cursos naturales propios de los procesos ecológicos. Para ello deben realizarse actuaciones a nivel de las presiones para conseguir la recuperación de forma eficiente, sin perjuicio de otros ecosistemas.
4. Debe elaborarse un programa de restauración integral considerando la restauración no

## *Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor*

como un evento aislado, sino como un proceso continuo aplicando la filosofía de la gestión adaptativa.

5. Cualquier acción, plan, proyecto planteado, incluidos los aprobados y/o propuestos por el comité científico deben estar sometidos, con carácter previo a su aplicación a una adecuada evaluación de sus repercusiones, asumiendo el procedimiento de evaluación de impacto en cumplimiento de la Ley 21/2013 de Evaluación Ambiental.
6. La restauración no se puede realizar aislada del conjunto de causas que la provocan, por ello se debe contemplar en un marco más amplio que contemple los efectos sinérgicos o acumulativos derivados en el marco de una adecuada evaluación ambiental y de repercusiones, teniendo en cuenta además el contexto en el que nos movemos derivado de las diversas figuras de protección del Mar Menor
7. Cualquier proyecto o actuación de restauración deben estar integrados en un programa de restauración integral, basado en un diagnóstico detallado, y su formulación ha de ser participada y consensuada por equipos multidisciplinares y los colectivos interesados.
8. Es necesario realizar un análisis pormenorizado de la eficacia de las técnicas de restauración propuestas en los proyectos y de su adecuación a las condiciones particulares del Mar Menor, antes de adoptarlas. Y previo a la acometida a gran escala de cualquier proceso de restauración, debe realizarse un estudio piloto para comprobar la eficacia de la actuación a pequeña escala. Los proyectos deben evaluar si la restauración es viable ecológica, técnica, económica y socialmente, y si existe riesgo de efectos secundarios dañinos.
9. Siempre debe valorarse como primera opción la restauración pasiva, evaluando si la eliminación de la presión que provoca el impacto da como resultado una recuperación natural. Deben priorizarse las soluciones basadas en la naturaleza y potenciar el desarrollo de infraestructura verde-azul
10. Es necesario Evaluar los costos potenciales y los múltiples beneficios de la restauración del ecosistema, a escalas relevantes llevar a cabo estudios de coste:beneficio de las acciones, con el fin de priorizar las acciones más eficientes. Los costos de la inacción también pueden ser significativos.
11. Existen importantes lagunas de información y conocimiento y es necesario potenciar la investigación y desarrollar programas de seguimiento a largo plazo.
12. Es necesario promover el intercambio de información y conocimiento entre los diferentes sectores implicados en la restauración del Mar Menor.
13. Deben realizarse estudios de capacidad de carga para reestructurar aquellas instalaciones y servicios que estén sobredimensionados y generando impactos en el Mar Menor
14. Deberá aprobarse con urgencia el Plan de Gestión Integral del Mar Menor para contar con un marco normativo de actuación. Desde el momento de su aprobación deberá de realizarse una revisión y actualización incorporando las nuevas circunstancias de la laguna aplicando el criterio de la “gestión adaptativa”

Conviene resaltar la necesidad de mantener e intensificar la investigación en las siguientes líneas:

- Respuesta de la laguna a las actuaciones humanas
- Cambios en la presencia y/o abundancia de las especies típicamente lagunares,

## *Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor*

introducción de especies alóctonas

- Cambios en la red trófica lagunar, alteraciones en las respuestas bentónica y planctónica
- Aparición de proliferaciones de medusas, fitoplancton y algas flotantes
- Análisis de los mecanismos homeostáticos ante las acciones antrópicas y el cambio climático
- Establecer una red de monitorización integral completa del Mar Menor con definición de grupos funcionales indicadores relevantes para el seguimiento del proceso de eutrofización y de su recuperación. Igualmente se establecerá un seguimiento de las áreas críticas someras por su papel fundamental en el diagnóstico del estado ecológico de la laguna y por su importancia como zonas fuente para su recuperación.
- Desarrollo de un modelo hidrodinámico y ecológico de la laguna
- Establecimiento de los mecanismos de conectividad con el mar abierto, tasa de renovación de las aguas y colonización de especies
- Análisis de los flujos de nutrientes desde el sedimento y de las interacciones plancton-bentos
- Detección de contaminantes de origen difuso o no controlado, eventual, con posibles problemas de mortandad masiva de peces y otras especies
- Análisis detallado de la dinámica originada por los vertidos que ocurren a través de la rambla del Albuñón
- Horizonte de las pesquerías y otras actividades extractivas en la laguna
- Establecimiento de los niveles de referencia para la valoración del estado ecológico
- Elaboración de modelos bioeconómicos y de ayuda a la toma de decisiones
- Desarrollo de criterios ecológicos que fundamenten la aplicación de las diferentes normativas europeas, principalmente la Directiva Marco del Agua.

Finalmente, todas estas investigaciones, resultarán poco útiles para la conservación del Mar Menor si no existe la suficiente sensibilidad y voluntad política para utilizarlas como base de la adopción de medidas de gestión. Las administraciones y sus gestores con frecuencia prefieren ignorar el conocimiento existente, quizás para no tener que tomar decisiones comprometidas. Frecuentemente se disipan muchos esfuerzos y recursos económicos en un extraño equilibrio entre el cumplir con las normativas europeas que obligan a realizar estudios de seguimiento y control, la necesidad de publicitar iniciativas ante la opinión pública y el miedo a saber realmente lo que ocurre. Hay mucho trabajo aún por hacer. El Mar Menor mantiene un equilibrio inestable y será difícil de recuperar si se rompen sus mecanismos homeostáticos y no debería dejarse perder la oportunidad de recuperarlo para la Región de Murcia.

El estudio sistemático del Mar Menor ha permitido conocer en profundidad cómo se estructuran las comunidades lagunares y cómo responden a las distintas presiones antrópicas a las que están sometidas, incluyendo dragados y vertidos de arenas, construcción de diques, la apertura de canales de comunicación con el mar abierto o la introducción de especies alóctonas. Pero la contribución más importante de las investigaciones realizadas en esta laguna ha sido el cambiar radicalmente los paradigmas y asunciones acerca de la complejidad y estrategias ecológicas de

## *Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor*

sus comunidades y especies. Su capacidad de autorregulación y mecanismos homeostáticos son sorprendentes y sofisticados. También aquí, el estudio de las lagunas costeras y del Mar Menor en particular puede ser determinante para adquirir un conocimiento que es esencial para gestionar los ecosistemas y no perder los bienes y servicios de todo tipo que nos prestan. En este contexto recomendamos también leer el capítulo Pérez-Ruzafa, A. & Marcos, C., 2016. El Mar Menor como motor del cambio de paradigmas en el estudio de las lagunas costeras. En: León, V.M. & Bellido, J.M., (Eds.), Mar Menor: una laguna singular y sensible. Evaluación científica de su estado. Instituto Español de Oceanografía, Ministerio de Economía y Competitividad, Madrid. Temas de Oceanografía, 9: 31-57.

### **Fitoplancton**

El primer punto a definir debería ser “a qué estado se quiere que evolucione el Mar Menor”. Este apartado debería abordarse tras un profundo debate científico que de alguna forma defina las directrices a aplicar. Particularmente sería deseable definir si el Mar Menor debería tener entre otras las siguientes características:

- Fondo de arena como en su origen o de fango como el actual
- Pradera de *Caulerpa* o fondo sin pradera (como parece en la actualidad)

Ante el problema de la eutrofización se puede actuar mayormente desde dos puntos de vista, el de aumentar las tasas de renovación del agua y el de impedir el aporte de nutrientes del sedimento. Para definir líneas de actuación sería necesario trabajar bajo escenarios que permitan:

- Determinar hasta qué punto se puede modificar la dinámica de intercambio de agua con el mediterráneo para asegurar la integridad ecológica de la laguna a la vez que se acortan los tiempos de recuperación del Mar Menor con respecto a los sedimentos y materiales suspendidos. ¿Sería apropiado volver a la sección atravesada de los canales anteriores a la apertura del Estacio?
- Determinar hasta qué punto la retirada de sedimentos paliaría (o acortaría) el tiempo de recuperación de la laguna. Los sedimentos con altos contenidos en materia orgánica son fuente de Nitrógeno orgánico disuelto a la columna de agua. ¿Sería posible una retirada de sedimentos controlada evitando la resuspensión que eliminara la carga de materia orgánica que la laguna ha ido acumulando a través de los años de vertidos de nitratos?
- Es necesaria una mayor inversión en estudios científicos para poder responder, entre otras, a las cuestiones formuladas.

### ***Líneas de actuación que ayudarían a mitigar la situación actual en la laguna (incluyendo su orden de prioridad).***

#### **Urgentes**

- Impedir la entrada de vertidos y contaminantes de forma radical
- Prohibir las obras costeras que afecten a la dinámica de corrientes y transporte de sedimentos, muy especialmente en zonas sensibles como los canales de comunicación con el mar abierto.
- Prohibir con carácter general labores de mantenimiento de playas con maquinaria, y

## *Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor*

posibles rellenos y actuaciones de vertido de arenas en las mismas

- No realizar actuaciones que no hayan sido previamente estudiadas y evaluados sus efectos en el funcionamiento y ecología lagunar.
- Elaboración de un plan integral de gestión del agua y de usos agrícolas que evite la llegada de vertidos y escorrentías alteradas por la actividad humana a la laguna.

### Útiles

- Creación de balnearios que, además de tener un gran valor cultural y turístico, ayudan a fijar las playas y al establecimiento de comunidades de filtradores que favorecen la calidad del agua

## **6. Indicadores de seguimiento. Seguimiento y evaluación rápida de la respuesta del ecosistema a las medidas de actuación y gestión.**

En relación con las aves acuáticas invernantes en el Mar Menor, el incremento de nutrientes y su incorporación a las cadenas tróficas se asocia con una sucesión en la comunidad de aves lagunares, a lo largo de fases caracterizadas por su composición y por la abundancia relativa de las principales especies. En el inicio del proceso, aparece una fase inicial de diversificación de la comunidad (coherente con la respuesta esperable a fenómenos de enriquecimiento en medios oligotróficos), hasta alcanzar un máximo, pero a largo plazo se produce una simplificación y banalización de la comunidad de aves (Robledano et al., 2011, Farinos et al., 2016 b). En las últimas fases son evidentes las tendencias negativas, hasta desaparecer en algún caso, tanto de las especies que han protagonizado las etapas intermedias como de otras genuinas del ambiente hipersalino y oligotrófico original (caso de la serreta mediana). Otras especies como el cormorán grande y el Zampullín cuellinegro (*Podiceps nigricollis*) muestran tendencias demográficas favorables y acaban dominando la comunidad, interpretándose esto en parte como una respuesta a la eutrofización local. Estos cambios están correlacionados con el incremento del regadío en la cuenca con un retraso de dos años (Robledano et al, 2011). Con posterioridad a 2013 (Martínez-Fernández et al., 2014) no existe una evaluación equivalente de los posibles cambios de la comunidad de aves acuáticas lagunares en respuesta a las modificaciones recientes que han desencadenado la actual crisis ambiental. Al margen de la respuesta que puedan haber reflejado los censos invernales de enero (acaba de finalizar el correspondiente a 2017), el notable cambio en las condiciones lagunares aconseja realizar una evaluación espacial y temporal más detallada de la respuesta de la avifauna. En este sentido, al igual que el informe de F. Oliva y M. Torralva relativo a las comunidades de peces litorales, se contempla la monitorización de la avifauna como una iniciativa complementaria al proyecto MONITORIZACIÓN Y MODELADO DE LA CALIDAD DE LAS AGUAS Y ESTADO ECOLÓGICO DEL MAR MENOR Y PREVENCIÓN DE IMPACTOS. La combinación de todas ellas puede ser una herramienta adecuada para el modelado de la red trófica de la laguna, básica tanto para la gestión de la biodiversidad y pesquerías como para evaluar el impacto de problemáticas integrales en la laguna y, en consecuencia, poder realizar una prognosis de las respuestas ecológicas del sistema. La colaboración con el Grupo de Investigación Ecología y Ordenación de Ecosistemas Marinos Costeros, responsable del proyecto aludido, también se ha concretado con el equipo de investigación sobre avifauna lagunar.

Aunque no es el objeto de este informe conseguir una total integración con las restantes contribuciones al Grupo de Trabajo, si se quiere destacar, además de la sintonía arriba mencionada



## *Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor*

con el grupo de investigación E0A0-04 ZOOLOGÍA BÁSICA Y APLICADA A LA GESTIÓN Y CONSERVACIÓN del Departamento de Zoología y Antropología Física de la Universidad de Murcia, la necesidad de armonizar nuestros planteamientos con otras aportaciones. Así, en lo que se refiere al completo informe elaborado por la profesora Giménez Casalduero (Universidad de Alicante), que asumimos en su práctica totalidad, sólo queremos señalar que las interacciones entre aves y peces deben ser evaluadas cuidadosamente ya que por lo que sabemos de la respuesta de las aves piscívoras, esta puede tener un sentido variable (dependiendo de la fuente de su alimento principal), y no siempre indicador de condiciones de calidad. No obstante lo cual, la combinación de distintas taxocenosis indicadoras en un sistema de seguimiento y alerta, permitirá establecer directrices de restauración y estándares de gestión y vigilancia para los distintos sectores de la laguna y su ribera.

Existen una serie de especies típicamente lagunares, son especies protegidas, clave o emblemáticas por causas ecológicas o culturales las cuales se encuentran actualmente amenazadas. Las especies clave son aquellas importantes para el conjunto de la salud lagunar. Algunas de ellas son la base del paisaje ecosistémico ya que son las principales especies estructuradoras como *Cystoseira amaentacea* var. *strictae* en los hábitats rocosos ó las fanerógamas *Cymodocea nodosa*, *Ruppia cirrhosa* las cuales configuran el paisaje más emblemático de los fondos sedimentarios lagunares. El ambiente eurihalino y euritermo de la laguna restringe la presencia de muchas especies, por lo que la existencia de algunos invertebrados emblemáticos le confieren un valor añadido como las esponja *Tethya aurantium* y *Tethya citrina* o los moluscos *Pholas dactylus*. La presencia de *Pinna nobilis* debe tratarse como un caso específico, ya que es una de las cientos de especies que se introdujeron en la laguna como respuesta a la Mediterraneización y por lo tanto es importante diagnosticar la poblaciones actual y su evolución en la laguna. Entre los osteictios es de destacar algunas de las especies más emblemáticas de la laguna como son el caballito *Hippocampus guttulatus* o el fartet *Aphanius* (= *Lebias*) *iberus*, actualmente sometidas a grandes presiones y con caídas evidentes de la población. Existen además en la laguna especies de gran importancia para la pesquería como el langostino (*Penaeus kerathurus*), con evidencias de caídas poblacionales drásticas al igual que las especies anteriores, probablemente en este caso asociado a la pérdida de hábitats e incremento de la contaminación.

La diversidad y estabilidad de la comunidad íctica es un buen indicador de la estabilidad del ecosistema. En la laguna los hábitats y las comunidades bentónicas suministran de refugio y fuente de alimentación a adultos y juveniles de multitud de especies. Tras los eventos del pasado año se ha detectado una pérdida de talla y calidad de los individuos, lo que achacan los pescadores a la falta de recursos de alimentación, asociados a los procesos de anoxia ocurridos, además de una pérdida de confianza en el producto (<http://www.laopiniondemurcia.es/comunidad/2016/12/27/murcia-temporal--pescadores-avisar/793584.html>)

La laguna del Mar Menor es una zona de gran importancia como zona de alimento y cria de avifauna, la presencia de peces piscívoros además es un buen indicador del estado de salud de la laguna, ya que son importantes depredadores en la laguna y todos los impactos que perturban a sus presas potenciales (incluidos los cambios en la salinidad, entradas de nutrientes, contaminación o presión pesquera) les afectaran de forma drástica (Davis et al, 2005; Ortiz, 2011).

Respecto al seguimiento del FITOPLANCTON, sería necesario continuar con los trabajos para conocer la composición y abundancia del fitoplancton y zooplancton, el fitoplancton tóxico y un análisis detallado de la red trófica planctónica.

## Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

### REFERENCIAS

- Agostini, S, B. Marchand, G. Pergent. 2003. Temporal and spatial changes of seagrass meadows in a Mediterranean coastal lagoon. *Oceanologica Acta*, 25 (2003), pp. 297–302
- Aguilar, J. Giménez Casaldueiro, F., Ramos, AA, y Mas, J. (2016) . Evaluación del estado y composición de la Comunidad Fitoplanctónica de las aguas del Mar Menor, Murcia (mayo de 2016). [https://rua.ua.es/dspace/bitstream/10045/57169/2/Mar\\_Menor\\_Mayo\\_2016.pdf](https://rua.ua.es/dspace/bitstream/10045/57169/2/Mar_Menor_Mayo_2016.pdf)
- Aguilar, J. y Giménez Casaldueiro, F. (2016) . Análisis de muestras de agua del Mar Menor- Murcia (febrero de 2016)
- Álvarez-Rogel, J., Ramos-Aparicio, M.J. Delgado-Iniesta, M.J, Arnaldos-Lozano, R. 2004. Metals in soils and above-ground biomass of plants from a salt marsh polluted by mine wastes in the coast of the Mar Menor Lagoon, SE Spain. *Fresenius Environmental Bulletin*, 13, pp. 274–278
- Álvarez-Rogel, J.; Jiménez-Cárceles, F.J.; Egea Nicolás, C.; María-Cervantes, A.; González-Alcaraz, M.N.; Párraga Aguado, I.; Conesa Alcaraz, H.M. 2009. Papel de los humedales costeros del Mar Menor en la depuración de aguas eutrofizadas: el caso de la Marina del Carmolí. En Cabezas & Senent (Eds): *Mar Menor. Estado actual del conocimiento científico*. Fundación Cluster-Instituto Euromediterráneo del agua. pp. 321-35
- Andreu A (2002). Estrategia de vida de *Atherina boyeri* var. marina en la laguna costera del Mar Menor (SE Península Ibérica): edad, crecimiento y su relación con la parasitología. Dirección: FJ Oliva Paterna y M Torralva.
- Andreu-Soler A, FJ Oliva-Paterna, C Fernández-Delgado, M Torralva. 2006. Estrategia de vida de *Atherina boyeri* Risso, 1810 (Pisces, Atherinidae) en la Laguna costera del Mar Menor (SE de la Península Ibérica). *Boletín Instituto Español de Oceanografía*, 22(1-4): 23-39.
- Andreu-Soler A, FJ Oliva-Paterna, M Torralva. 2003. Age and Growth of the Sand smelt, *Atherina boyeri* (Risso, 1810), in the Mar Menor coastal lagoon (SE Iberian Peninsula). *Journal of Applied Ichthyology*, 19: 202-208.
- Andreu-Soler A, FJ Oliva-Paterna, M Torralva. 2006. Seasonal variations in somatic condition, hepatic and gonad activity of sand smelt *Atherina boyeri* (Teleostei, Atherinidae) in the Mar Menor coastal lagoon (SE Iberian Peninsula). *Folia Zoologica*, 55(2): 151-161.
- Astorga, D, Ruiz, J , Prieto, L. 2012. Ecological aspects of early life stages of *Cotylorhiza tuberculata* (Scyphozoa: Rhizostomae) affecting its pelagic population success. *Hydrobiology* 690: 141-155
- Belando, M.D., García Muñoz, R. Ramos segura, A., Franco Navarro, I., García Moreno, P., Ruiz, J.M. Distribución y abundancia de las praderas de macrófitos bentónicos y las poblaciones de nacra (*Pinna nobilis*) en el Mar Menor. Informe del instituto Español de Oceanografía y ka Asociación de Naturalistas del Sureste, Murcia 60 pp
- Boyer, K. E., & Fong, P. (2005). Macroalgal-mediated transfers of water column nitrogen to intertidal sediments and salt marsh plants. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 321(1), 59-69.
- CARM (Comunidad Autónoma de la Región de Murcia), 2003a. Programa de gestión integrada del litoral del Mar Menor y su zona de influencia. Documento técnico de la Consejería de Industria y Medio Ambiente, Murcia, Spain
- Carreño, M.F. 2015. Seguimiento de los cambios de usos y su influencia en las comunidades naturales en la cuenca del Mar Menor, 1988-2009, con el uso de SIG y Teledetección. Tesis Doctoral. Universidad de Murcia
- Conesa, H. M., y Jiménez-Cárceles, F. J. (2007). The Mar Menor lagoon (SE Spain): a singular natural ecosystem threatened by human activities. *Marine pollution bulletin*, 54(7), 839-849.
- Consejería de Turismo y Ordenación del Territorio de la Región de Murcia. (CTOT). 2002. Turismo de la

## *Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor*

Región de Murcia. Revisión y actualización del Inventario Regional de Zonas Húmedas.

- Curiel, D. A. Rismondo, G. Bellemo, M. Marzocchi. Macroalgal biomass and species variations in the Lagoon of Venice (Northern Adriatic Sea, Italy): 1981–1998. *Scientia Marina*, 68 (2004), pp. 57–67
- Davis, S.M. Childres, D.L., Lorenz, J.J., Wanless, H.R., Hopkins, T.E. 2005. A conceptual model of ecological interactions in the mangrove estuaries of the Florida Everglades. *Wetlands* 25: 832-842.
- De Casabianca, M. L., Laugier, T., & Marinho-Soriano, E. (1997). Seasonal changes of nutrients in water and sediment in a Mediterranean lagoon with shellfish farming activity (Thau Lagoon, France). *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*, 54(5), 905-916.
- De León, A.R., Guerrero, J., Faraco, F. 1982. Evolution of the pollution of the coastal lagoon of Mar Menor. VI Journées Étud. Pollutions. C.I.E.S.M. 355.
- De Pascalis, F., Pérez-Ruzafa, A., Gilabert, J., Marcos, C. & Umgiesser, G., 2012. Climate change response of the Mar Menor coastal lagoon (Spain) using a hydrodynamic finite element model. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 114: 118-129.
- Dezileau, L., Pérez-Ruzafa, A., Blanchemanche, P., Degeai, J.P., Raji, O., Martinez, P., Marcos, C. & Von Grafenstein, U., 2016. Extreme storms during the last 6,500 years from lagoonal sedimentary archives in the Mar Menor (SE Spain). *Climate of the Past*, 12: 1389-1400.
- EUROGEL 2004 European gelatinous zooplankton: Mechanisms behind jellyfish blooms and their ecological and socio-economic effects. Annual report no 2 to European community, Section 3, 38 pp
- Farinós, P. & Robledano, F. 2010. Structure and Distribution of the Waterbird Community in the Mar Menor Coastal Lagoon (SE Spain) and Relationships with Environmental Gradients. *Waterbirds*, 33, 479-493.
- Farinós, P. Robledano, F., Carreño, M.F. & Martínez López, J. 2016 a. Efectos antrópicos sobre los gradientes de paisaje y hábitat y su influencia sobre la comunidad de aves acuáticas en una laguna costera mediterránea (Mar Menor, SE España). Cap. 19. Cuestiones sobre Paisaje, patrimonio natural y Medio Ambiente en el Sureste Ibérico. Murcia, EDITUM: 167-174.
- Farinós, P., F. Robledano, M. F. Carreño. 2016 b. Las aves acuáticas del Mar Menor: respuesta al cambio ambiental a distintas escalas. En Leon, V.M y J.M. Bellido (Eds). *Mar Menor: una laguna singular y sensible. Evaluación científica de su estado*. Madrid, Instituto Español de Oceanografía, Ministerio de Economía y Competitividad. *Temas de Oceanografía*, 9. pp 213-240.
- Ferreira, J.G., Andersen, J.H., Borja, A., Bricker, S.B., Camp, J., Cardoso da Silva, M., Garcés, E., Heiskanen, A.S., Humborg, C., Ignatiades, L., Lancelot, C., Menesguen, A., Tett, P., Hoepffner, N., Claussen, U., 2010. Marine Strategy Framework Directive e Task Group 5 Report Eutrophication. EUR 24338 EN e Joint Research Centre. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg, pp. 49
- Franco A, A Pérez-Ruzafa, H Drouineau, P Franzoi, ET Koutrakis, M Lepage, D Verdiell, M Bouchouca, A López-Capel, F Roccato, A Sapounidis, C Marcos, FJ Oliva-Paterna, M Torralva, P Torricelli. 2012. Assessment of fish assemblages in coastal lagoons habitats: effect of sampling method. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 112:115-125.
- Franco, A., Pérez-Ruzafa, A., Franzoi, P., Koutrakis, E.T., Drouineau, H., Bouchouca, M., Sapounidis, A., Verdiell-Cubedo, D., López-Capel, A., Riccato, F., Marcos, C., Oliva-Paterna, F.J., Torralva-Forero, M., Torricelli, P. & Lepage, M., 2012. Assessment of fish assemblages in coastal lagoon habitats: effect of sampling methods. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 112: 115-125. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 110: 101-115.
- Fuentes, V., Straehler-Pohl, I, Atienza, D., Franco, I., Tilves, U., Gentile, M., Acevedo, M. Olariaga, M. Gili, J.M. 2011. Life cycle of the jellyfish *Rhizostoma pulmo* (Scyphozoa: Rhizostomeae) and its distribution, seasonality and inter-annual variability along the Catalan coast and the Mar Menor (Spain, NW Mediterranean). *Marine Biology* 158: 2247-226
- Gamito, S., Gilabert, S., Marcos, C. & Pérez-Ruzafa, A., 2005. Effects of Changing Environmental Conditions

## *Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor*

- on Lagoon Ecology. En: Gönenç, I.E. & Wolflin, J.P. (Eds.), Coastal Lagoons: Ecosystem Processes and Modeling for Sustainable Use and Development. CRC Press, Boca Ratón, Florida: 193-229.
- García Pintado, J.; Barberá, G.; Martínez-Mena, M.; Albaladejo, J.; Erena, M.; Castillo, V. 2009. Caracterización y evaluación de fuentes antrópicas de nutrientes transportados por la rambla del Albuñón hacia el Mar Menor. In Cabezas & Senent (Eds): Mar Menor. Estado actual del conocimiento científico. Fundación Cluster-Instituto Euromediterráneo del agua. pp. 167-206.
- García Sánchez, Marta, 2015. Ecological and functional responses of marine benthic macrophytes in the face of environmental stress: Assessing vulnerability and acclimation capacity. Tesis doctoral. Facultad de Biología, Universidad de Murcia. (Directoras: Dras. Concepción Marcos, Isabel María Pérez y Nathalie Korbee).
- García, B. 1996. Estudio sobre niveles y efectos del tributilo de estaño en la laguna costera del Mar Menor. JACUMAR. <http://www.magrama.gob.es/es/pesca/temas/acuicultura/>
- García, G., y Muñoz-Vera, A. (2015). Characterization and evolution of the sediments of a Mediterranean coastal lagoon located next to a former mining area. Marine pollution bulletin, 100(1), 249-263.
- García-García, C., 2004. Impacto y riesgo medioambiental en los residuos minerometalúrgicos de la Sierra de Cartagena-La Unión, Ph.D. Thesis. Universidad Politécnica de Cartagena, Cartagena, Spain.
- García-Lacunza A (2009). Biología de peces bentónicos residentes en la laguna del Mar Menor (Murcia, España): el caso de *Salarias pavo* (Risso, 1810). Trabajo Fin de Máster. Universidad de Murcia. Dirección: FJ Oliva Paterna y M Torralva.
- García-Sánchez, M., Korbee, N., Pérez-Ruzafa, I.M., Marcos, C., Domínguez, B., Figueroa, FL. & Pérez-Ruzafa, A., 2013. Physiological response and photoacclimation capacity of *Caulerpa prolifera* (Forsskål) J.V. Lamouroux and *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson meadows in the Mar Menor lagoon (SE Spain). Marine Environmental Research, 79: 37-47.
- García-Sánchez, M., Korbee, N., Pérez-Ruzafa, I.M., Marcos, C., López-Figueroa, F. & Pérez-Ruzafa, A., 2014. Living in a coastal lagoon environment: Photosynthetic and biochemical mechanisms of key marine macroalgae. Marine Environmental Research, 101: 8-21.
- García-Sánchez, M., Korbee, N., Pérez-Ruzafa, I.M., Marcos, C., Pérez-Ruzafa, A. & López-Figueroa, F., 2011. Physiological adaptations of macrophytes key species to coastal lagoons in a climate change scenario. European Journal of Phycology, 46, SI 1: 149-150.
- García-Sánchez, M., Pérez-Ruzafa, I.M., Marcos, C. & Pérez-Ruzafa, A., 2012. Suitability of benthic macrophytes indices (EEI, E-MaQI and BENTHOS) for detecting anthropogenic pressures in a Mediterranean coastal lagoon (Mar Menor, Spain). Ecological Indicators, 19: 48-60.
- Gascón S, X Llopart, A Ruiz-Navarro, J Compte, D Verdiell-Cubedo, D Boix, FJ Oliva-Paterna, XD Quintana, M Torralva. 2013. The effects of *Aphanius iberus* predation on an aquatic community: diel changes and the role of vegetation. Fundamentals of Applied Limnology, 182(1): 75-87.
- Ghezzi, M., De Pascalis, F., Umgieser, G., Zemly, P., Sigovini, M., Marcos, C. & Pérez-Ruzafa, A., 2015. Connectivity in three European coastal lagoons. Estuaries and Coasts, 38: 1764-1781.
- Giménez-Casaldueiro, F., Ramos-Esplá, A. A., Izquierdo Muñoz, A., Gomariz Castillo, F. J., Martínez Hernández, F. J., y González-Carrión, F. (2016). Invertebrados marinos alóctonos en el Mar Menor. En: León y Bellido (ed) Mar Menor: Una laguna singular y sensible. Evaluación científica de su estado. Instituto Español de Oceanografía pp. 341
- Gonzalez Carrión, F. 2015. Fouling en cascos de embarcaciones deportivas en el Mar Menor y Santa Pola. Trabajo Fin de Grado. Facultad de Ciencias Universidad de Alicante.
- González-Wangüemert, M. & Pérez-Ruzafa, A., 2012. In two waters: contemporary evolution of lagoonal and marine white seabream (*Diplodus sargus*) populations. Marine Ecology - An Evolutionary Perspective, 33 (3): 337-349.
- González-Wangüemert, M., Giménez-Casaldueiro, F. & Pérez-Ruzafa, A., 2006. Genetic differentiation of *Elysia timida* (Risso, 1818) populations in the Southwest Mediterranean and Mar Menor coastal

## *Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor*

- lagoon. *Biochemical Systematics and Ecology*, 34 (6): 514-527.
- González-Wangüemert, M., Giménez-Casalduero, F., & Pérez-Ruzafa, A. (2006). Genetic differentiation of *Elysia timida* (Risso, 1818) populations in the Southwest Mediterranean and Mar Menor coastal lagoon. *Biochemical Systematics and Ecology*, 34(6), 514-527.
- González-Wangüemert, M., Pérez-Ruzafa, A., Rosique, M.J. & Ortiz, A., 2004. Genetic differentiation in two cryptic species of Ostreidae, *Ostrea edulis* (Linnaeus, 1758) and *Ostreola stentina* (Payraudeau, 1826) in Mar Menor Lagoon, southwestern Mediterranean Sea. *Nautilus*, 118 (3): 103-111.
- Grall, J. Y Chauvaud, L. 2002. Marine eutrophication and benthos: the need for new approaches and concepts. *Global Change Biology*, 8 (2002), pp. 813–830
- Hernández-García, R., Muñoz, I., López-Capel, A., Marcos, C. & Pérez-Ruzafa, A., 2015. The influence of environmental variability of a coastal lagoon ecosystem on genetic diversity and structure of white seabream (*Diplodus sargus* (Linnaeus, 1758)) populations. *Marine Ecology*, 36 (4): 1144-1154.
- Jiménez-Cárceles, C. Egea, A.B. Rodríguez-Caparrós, O.A. Barbosa, M.J. Delgado, R. Ortiz, J. Álvarez-Rogel. 2006. Contents of nitrogen, ammonium, phosphorus, pesticides and heavy metals, in a salt marsh in the coast of the Mar Menor lagoon (SE Spain). *Fresenius Environmental Bulletin*, 15, pp. 370–378
- Kormas, K.A., Nicoladou, A., Reizopoulou, S. 2001. Temporal variations of nutrients, chlorophyll a and particulate matter in three coastal lagoons of Amvrakikos Gulf (Ionian Sea, Greece). *Marine Ecology*, 22, pp. 201–213
- Laugier, V. Rigollet, M.L. Casabianca. 1999. Seasonal dynamics in mixed eelgrass beds, *Zostera marina* L. and *Z. noltii* Hornem., in a Mediterranean Coastal lagoon (Thau lagoon, France). *Aquatic Botany*, 63, pp. 51–69
- León, V., Moreno-González, R.; Campillo, J.A. 2016. Contaminantes orgánicos regulados y emergentes en el Mar Menor. En León, V.M y J.M. Bellido. *Mar Menor: una laguna singular y sensible. Evaluación científica de su estado*. Madrid, Instituto Español de Oceanografía, Ministerio de Economía y Competitividad. 414 p. Temas de Oceanografía, 9. ISBN 978-84-95877-55-0.
- Lloret, J; Marín, A; Marín-Guirao, L. 2008. “Is coastal lagoon eutrophication likely to be aggravated by global climate change?” *Estuarine Coastal and Shelf Science* 78(2): 403-412
- Lopez-Morell, M.A, Pedreño, A. Baños, P. 2005. Génesis y trayectorias del desarrollo turístico del entorno del Mar Menor. VIII Congreso de la Asociación Española de Historia Económica. Santiago de Compostela.
- Marambio, M., Franco, I., Purcell, J.E., Canepa, A. Guerrero, E. Fuentes, V., 2013. Aggregations of the invasive ctenophore *Mnemiopsis leidyi* in a hypersaline environment, the Mar Menor lagoon (NW Mediterranean). *Aquatic invasion* 8: 243-248
- Marcos, C., Torres, I., López-Capel, A. & Pérez-Ruzafa, A., 2015. Long term evolution of fisheries in a coastal lagoon related to changes in lagoon ecology and human pressures. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 25 (4): 689-713.
- Marín-Guirao, L., Cesar, A., Marín, A., Vita, R. 2005a. Establishing the ecological quality status of soft-bottom mining-impacted coastal water bodies in the scope of the Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin*, 50 (2005), pp. 374–387
- Marín-Guirao, L., Cesar, A., Marín, A., Vita, R. 2005b. Valoración de la contaminación por metales en los sedimentos de la laguna costera del Mar Menor (SE de España): Distribución de metales, toxicidad, bioacumulación y estructura de las comunidades bentónicas. *Ciencias Marinas* 31: 413-428.
- Martínez Fernández, J. & M. A. Esteve Selma, 2003. El papel de las aguas subterráneas en la exportación de nutrientes de origen agrícola hacia la laguna del Mar Menor. In Fornés, J.M. & R. Llamas (eds), *Conflictos entre el desarrollo de las aguas subterráneas y la conservación de los humedales: litoral mediterráneo*. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid, 191–213.
- Martínez-Fernández, J.; Esteve-Selma, M.A; Martínez-Paz, J.M.; Carreño-Fructuoso, M.F.; Martínez-López,

## *Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor*

- J.; Robledano, F.; Farinós, P. 2014. Trade-Offs Between Biodiversity Conservation and Nutrients Removal in Wetlands of Arid Intensive Agricultural Basins: The Mar Menor Case, Spain. En S. E. Jørgensen, N-B. Chang & F-L Xu (Eds.): Ecological Modelling and Engineering of Lakes and Wetlands. Developments in Environmental Modelling, Volume 26. pp. 275-310.
- Moreno-González, R., Campillo, J.; García, V., León, V. M. 2013. Seasonal input of regulated and emerging organic pollutants through surface watercourses to a Mediterranean coastal lagoon. *Chemosphere*, 92, 247-257.
- Moreno-Valcárcel R, M Torralva, D Verdiell-Cubedo, A Ruiz-Navarro, FJ Oliva-Paterna. 2012. Dinámica poblacional y relaciones con el hábitat de *Aphanius iberus* (Valenciennes, 1846) en un humedal con salinas en explotación. *Anales de Biología*, 34: 91-104.
- Muñoz-Vera, A. y García, G. 2016. Capítulo 12. Influencia de los residuos mineros de la Sierra minera de Cartagena- La Unión en la evolución de los sedimentos de la laguna costera Mar Menor. En Las aguas subterráneas en el Campo de Cartagena-Mar Menor. En: León y Bellido (ed) Mar Menor: Una laguna singular y sensible. Evaluación científica de su estado. Instituto Español de Oceanografía pp. 271-290.
- Navarro, G., Jerez, S. Farinós, P., Robledano, F., Motas, M. 2010. Evaluación de la exposición a elementos inorgánicos (Cr, Mn, Ni, Cu, Zn, As, Se, Cd y Pb) en cormoranes grandes (*Phalacrocorax carbo sinensis*) de la laguna costera del Mar Menor de Murcia. *Anales de Veterinaria*, 26: 97-110
- Oliva Paterna FJ (2006). *Biología y Conservación de Aphanius iberus en la Región de Murcia*. Universidad de Murcia. Dirección: M Torralva y C Fernández-Delgado.
- Oliva-Paterna FJ, A Andreu, PA Miñano, D Verdiell-Cubedo, A Caballero, A Egea, JA de Maya, A Ruiz-Navarro, M Torralva. 2003. Ictiofauna de zonas someras del Mar Menor (SE Península Ibérica): Especies con presencia de alevines y juveniles. *Anales de Biología*, 23: 206-208.
- Oliva-Paterna FJ, A Andreu, PA Miñano, D Verdiell-Cubedo, A Egea, JA de Maya, A Ruiz-Navarro, J García-Alonso, C Fernández-Delgado, M Torralva. 2006. YOY fish species richness in the littoral shallows of the mesosaline coastal lagoon (Mar Menor, Mediterranean coast of the Iberian Peninsula). *Journal of Applied Ichthyology*, 22: 235-237.
- Oliva-Paterna FJ, A Ruiz-Navarro, M Torralva, C Fernández-Delgado. 2009. Biology of the endangered cyprinodontid *Aphanius iberus* in a saline wetland (SE Iberian Peninsula). *The Italian Journal of Zoology*, 76: 316–329.
- Oliva-Paterna FJ, M Torralva, C Fernández-Delgado. 2006. Threatened fishes of the world: *Aphanius iberus* (Cuvier & Valenciennes, 1846) (Cyprinodontidae). *Environmental Biology of Fishes*, 75: 307–309.
- Oliva-Paterna FJ, M Torralva. 2008. El fartet en la Región de Murcia: biología y conservación. Consejería de Ordenación del Territorio y Medio Ambiente. Dirección General del Medio Natural. Murcia.
- Oliva-Paterna FJ, PA Miñano, A Andreu, A Mellado, M Torralva. 2002. Fartet: Distribución y conservación en la Región de Murcia. *Quercus* 192.
- Oliva-Paterna FJ, Ruiz-Navarro A, M Torralva (2016). Las comunidades de peces de las zonas someras del Mar Menor y humedales adyacentes: más de 10 años de estudios. En León VM y JM Bellido (Eds). Mar Menor: una laguna singular y sensible. Evaluación científica de su estado. Madrid, Instituto Español de Oceanografía. 2016. Temas de Oceanografía 9.
- Oliva-Paterna FJ. 2006. *Biología y Conservación de Aphanius iberus* (Valenciennes, 1846) en la Región de Murcia. (2006) Tesis Doctoral, Universidad de Murcia. Servicio de Publicaciones de la Universidad de Murcia. Murcia. <[www.tesinred.net](http://www.tesinred.net)>.
- Ortiz, A. 2011. Análisis espacio-temporal de la comunidad de aves piscívoras del Mar Menor. Proyecto final MAGEM. Universidad de Alicante.
- Palomo, L., Clavero, V., Izquierdo, J. J., Avilés, A., Becerra, J., & Niell, F. X. (2004). Influence of macrophytes on sediment phosphorus accumulation in a eutrophic estuary (Palmones River, Southern Spain). *Aquatic Botany*, 80(2), 103-113.

## *Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor*

- Pérez-Ruzafa, A. & Marcos, C., 1987. Los sustratos arenosos y fangosos del Mar Menor (Murcia), su cubierta vegetal y su posible relación con la disminución del mújol en la laguna. Cuadernos Marisqueros Publ. Téc., 11: 111-123.
- Pérez-Ruzafa, A. & Marcos, C., 1993. La teoría del confinamiento como modelo para explicar la estructura y zonación horizontal de las comunidades bentónicas en las lagunas costeras. Publicaciones Especiales del Instituto Español de Oceanografía, 11: 347-358.
- Pérez-Ruzafa, A. & Marcos, C., 2005. Pressures on Mediterranean coastal lagoons as a consequence of human activities. En: Fletcher, C. & Spencer, T. (Eds.), *Flooding and Environmental Challenges for Venice and its Lagoon: State of Knowledge*. Cambridge University Press, Cambridge: 545-555.
- Pérez-Ruzafa, A. & Marcos, C., 2008. Coastal lagoons in the context of water management in Spain and Europe. En: Gönenc, I.E., Vadineanu, A., Wolflin, J.P. & Russo, R.C. (Eds.) *Sustainable Use and Development of Watersheds*. NATO Science for Peace and Security Series. Springer: 299-321.
- Pérez-Ruzafa, A. & Marcos, C., 2012. Fisheries in coastal lagoons: An assumed but poorly researched aspect of the ecology and functioning of coastal lagoons. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 110: 15-31.
- Pérez-Ruzafa, A. & Marcos, C., 2015. Monitoring heterogeneous and quick-changing environments: coping with spatial and temporal scales of variability in coastal lagoons and transitional waters. En: Sebastiá, M.T. (Ed.), *Coastal Ecosystems. Experiences and Recommendations for Environmental Monitoring Programs*. Nova Publ., New York: 89-116.
- Pérez-Ruzafa, A. & Marcos, C., 2016. El Mar Menor como motor del cambio de paradigmas en el estudio de las lagunas costeras. En: León, V.M. & Bellido, J.M., (Eds.), *Mar Menor: una laguna singular y sensible. Evaluación científica de su estado*. Instituto Español de Oceanografía, Ministerio de Economía y Competitividad, Madrid. *Temas de Oceanografía*, 9: 31-57.
- Pérez-Ruzafa, A. J. Gilabert, J.M. Gutiérrez, A.I. Fernández, C. Marcos, S. Sabah. 2002. Evidence of a planktonic food web response to changes in nutrient input dynamics in the Mar Menor coastal lagoon, Spain. *Hydrobiologia*, 475/476, pp. 359–369
- Pérez-Ruzafa, A., A.I. Fernández, C. Marcos, J. Gilabert, J.I. Quispe-Becerra, J.A. García-Charton. 2005. Spatial and temporal variations of hydrological conditions, nutrients and chlorophyll a in a Mediterranean coastal lagoon (Mar Menor, Spain). *Hydrobiologia*, 550, pp. 11–27
- Pérez-Ruzafa, A., Aragón, R., 2002. Implicaciones de la gestión y el uso de las aguas subterráneas en el funcionamiento de la red trófica de una laguna costera. In: Fundación Marcelino Botín, Ediciones Mundi-Prensa (Eds.), *Conflictos entre el desarrollo de las aguas subterráneas y la conservación de los humedales: litoral mediterráneo*, Madrid, pp. 215–245.
- Pérez-Ruzafa, A., Fernández, A.I., Marcos, C., Gilabert, J., Quispe, J.I. & García-Charton, J.A., 2005. Spatial and temporal variations of hydrological conditions, nutrients and chlorophyll a in a Mediterranean coastal lagoon (Mar Menor, Spain). *Hydrobiologia*, Volume 550, Issue 1, pp 11–27
- Pérez-Ruzafa, A., García-Charton, J.A., Barcala, E. & Marcos, C., 2006. Changes in benthic fish assemblages as a consequence of coastal works in a coastal lagoon: The Mar Menor (Spain, Western Mediterranean). *Marine Pollution Bulletin*, 53: 107-120.
- Pérez-Ruzafa, A., Gilabert, J., Gutiérrez, J.M., Fernández, A.I., Marcos, C. & Sabah, S., 2002. Evidence of a planktonic food web response to changes in nutrient input dynamics in the Mar Menor coastal lagoon, Spain. *Hydrobiologia*, 475/476: 359-369.
- Pérez-Ruzafa, A., Hegazi, M.I., Pérez-Ruzafa, I.M. & Marcos, C., 2008. Differences in spatial and seasonal patterns of macrophyte assemblages between a coastal lagoon and the open sea. *Marine Environmental Research*, 65: 291-314.
- Pérez-Ruzafa, A., Marcos, C. & Gilabert, J., 2005. The ecology of the Mar Menor coastal lagoon: a fast-changing ecosystem under human pressure. En: Gönenc, I.E. & Wolflin, J.P. (Eds.), *Coastal Lagoons: Ecosystem Processes and Modeling for Sustainable Use and Development*. CRC Press, Boca Ratón, Florida: 392-422.

## *Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor*

- Pérez-Ruzafa, A., Marcos, C. & Pérez-Ruzafa, I.M., 2009. 30 años de estudios en la laguna costera del Mar Menor: de la descripción del ecosistema a la comprensión de los procesos y la solución de los problemas ambientales. En: Instituto Euromediterráneo del Agua (Ed.), El Mar Menor. Estado actual del conocimiento científico: 17-46. Fundación Instituto Euromediterráneo del Agua, Murcia.
- Pérez-Ruzafa, A., Marcos, C. & Pérez-Ruzafa, I.M., 2011. Mediterranean coastal lagoons in an ecosystem and aquatic resources management context. *Physics and Chemistry of the Earth*, 36 (5-6): 160-166.
- Pérez-Ruzafa, A., Marcos, C. & Pérez-Ruzafa, I.M., 2011. Recent advances in coastal lagoons ecology: evolving old ideas and assumptions. *Transitional Waters Bulletin*, 5 (1): 50-74.
- Pérez-Ruzafa, A., Marcos, C. & Ros, J., 1991. Environmental and Biological Changes Related to Recent Human Activities in the Mar Menor. *Marine Pollution Bulletin*, 23: 747-751.
- Pérez-Ruzafa, A., Marcos, C., Bernal, C.M., Quintino, V., Freitas, R., Rodrigues, A.M., García-Sánchez, M. & Pérez-Ruzafa, I.M., 2012. *Cymodocea nodosa* vs. *Caulerpa prolifera*: Causes and consequences of a long term history of interactions in macrophyte meadows in the Mar Menor coastal lagoon (Spain, southwestern Mediterranean).
- Pérez-Ruzafa, A., Marcos, C., Perez Ruzafa, I.M. & Ros, J.D., 1987. Evolución de las características ambientales y de los poblamientos del Mar Menor (Murcia, SE de España). *Anales de Biología*, 12 (Biología Ambiental, 3): 53-65.
- Pérez-Ruzafa, A., Marcos, C., Pérez-Ruzafa, I.M. & Pérez-Marcos, M., 2011. Coastal lagoons: “transitional ecosystems” between transitional and coastal waters. *Journal of Coastal Conservation*, 15 (3): 369-392.
- Pérez-Ruzafa, A., Marcos, C., Pérez-Ruzafa, I.M. & Pérez-Marcos, M., 2013. Are coastal lagoons physically or biologically controlled ecosystems? Revisiting r vs. K strategies in coastal lagoons and estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 132: 17-33.
- Pérez-Ruzafa, A., Marcos, C., Pérez-Ruzafa, I.M., Barcala, E., Hegazi, M.I. & Quispe, J., 2007. Detecting changes resulting from human pressure in a naturally quick-changing and heterogeneous environment: spatial and temporal scales of variability in coastal lagoons. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 75: 175-188.
- Pérez-Ruzafa, A., Mompeán, M.C. & Marcos, C., 2005. To what extent ecological information can be explained by geomorphological characteristics of coastal lagoons? En: Lasserre, P., Viaroli, P. & Campostrini, P. (Eds.), *Lagoons and Coastal Wetlands in the Global Change Context: Impacts and Management Issues*. ICAM Dossier Nº 3, UNESCO: 62-69.
- Pérez-Ruzafa, A., Mompeán, M.C. & Marcos, C., 2007. Hydrographic, geomorphologic and fish assemblage relationships in coastal lagoons. *Hydrobiologia*, 577: 107-125.
- Pérez-Ruzafa, A., Navarro, S., Barba, A., Marcos, C., Camara, M.A., Salas, F. & Gutierrez, J.M., 2000. Presence of pesticides throughout trophic compartments of the food web in the Mar Menor lagoon (SE of Spain). *Marine Pollution Bulletin*, 40 (2): 140-151.
- Pérez-Ruzafa, A., Perez Ruzafa, I.M., Marcos, C. & Ros, J.D., 1988. Cartografía bionómica del poblamiento bentónico de las islas del Mar Menor, I: islas Perdiguera y del Barón. *Oecologia aquatica*, 9: 27-40.
- Pérez-Ruzafa, A., Quispe-Becerra, J.I., García-Charton, J.A. & Marcos, C., 2004. Composition, structure and distribution of the ichthyoplankton in a Mediterranean coastal lagoon. *Journal of Fish Biology*. Volume 64, Issue 1, January 2004, Pages 202–21
- Pérez-Ruzafa, A., Ros, J.D., Marcos, C., Perez Ruzafa, I.M. & Ballester, R., 1989. Distribution and biomass of the macrophyte beds in a hypersaline coastal lagoon (the Mar Menor, SE Spain) and its recent evolution following major environmental changes. En: Boudouresque, Ch.-F., Meinesz, A., Fresi, E. & Gravez, V. (Eds.), *International Workshop on Posidonia Beds 2*. G.I.S. Posidonie Publisher, Marseille: 49-62.
- Pérez-Ruzafa, C. Marcos-Diego, D. Ros. 1991. Environmental and biological changes related to recent human activities in the Mar Menor (SE of Spain). *Marine Pollution Bulletin*, 23, pp. 747–751



## *Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor*

- Prieto, L., Astorga, D., Navarro, G., Ruiz, J., 2010. Environmental control of phase transition and polyp survival of a massive-outbreaker jellyfish. PLoS ONE 5 (11), 1-10.
- Quintino, V., Freitas, R., Mamede, R., Ricardo, F., Rodrigues, A.M., Mota, J., Pérez-Ruzafa A. & Marcos, C., 2010. Remote sensing of underwater vegetation using single-beam acoustics. ICES Journal of Marine Science, 67: 594-605.
- Quispe Becerra, Jhoni Ismael, 2014. Dinámica espacio-temporal del ictioplancton del Mar Menor (SE España) y factores ambientales asociados. Tesis doctoral. Facultad de Biología, Universidad de Murcia. (Directores: Dres. Angel Pérez-Ruzafa y Concepción Marcos).
- Robledano F, Calvo JF, Hernández V (coords.) & Aledo E (dir.). 2006. Libro Rojo de los vertebrados de la Región de Murcia. Murcia: Consejería de Industria y Medio Ambiente de la Región de Murcia.
- Robledano, F., Esteve, M.A., Martínez-Fernández, J., Farinos, P. 2011. Determinants of wintering waterbird changes in a Mediterranean coastal lagoon affected by eutrophication. Ecological Indicators 11. 395-406.
- Roman, S., Pérez-Ruzafa, A. & López, E., 2009. First record in the Western Mediterranean Sea of *Branchiomma boholense* (Grube, 1878) (Polychaeta: Sabellidae), an alien species of Indo-Pacific origin. Cahiers de Biologie Marine, 50 (3): 241-250.
- Ros, J.D., Pérez-Ruzafa, A., Marcos, C. & Perez Ruzafa, I.M., 1987. Resultados preliminares en el estudio del bentos del Mar Menor. Cuadernos Marisqueros Publ. Téc., 11: 305-321.
- Ruiz Navarro A (2006). Estrategia de crecimiento de *Aphanius iberus* (Valeciennes, 1846) en las Salinas de Marchamalo (Región de Murcia, SE Península ibérica). Dirección: FJ Oliva Paterna y M Torralva.
- Ruiz-Navarro, FJ Oliva-Paterna, M Torralva. 2013. Trophic overlap between cohabiting populations of invasive mosquitofish and an endangered toothcarp at changing salinity conditions. Aquatic Biology, 19:1-11.
- Salas Herrero, Fuensanta, 2002. Valoración y aplicabilidad de los índices e indicadores biológicos de contaminación orgánica en la gestión del medio marino. Tesis doctoral. Facultad de Biología, Universidad de Murcia. (Directores: Dres. Ángel Pérez-Ruzafa y Concepción Marcos).
- Salas, F., Marcos, C., Pérez-Ruzafa, A. & Marques, J.C., 2005. Application of the exergy index as ecological indicator of organically enrichment areas in the Mar Menor lagoon (south-eastern Spain). Energy, 30: 2505-2522.
- Salas, F., Teixeira, H., Marcos, C., Marques, J.C. & Pérez-Ruzafa, A., 2008. Applicability of the trophic index TRIX in two transitional ecosystems: The Mar Menor lagoon (Spain) and the Mondego estuary (Portugal). ICES Journal of Marine Science, 65: 1442-1448.
- Sanchiz, C., García-Carrascosa, A.M., Pastor, A. 2000. Heavy metal contents in soft-bottom marine macrophytes and sediments along the mediterranean coast of Spain. Marine Ecology, 21 (1), pp. 1-16
- Serrano, J.F.; Sironi, J.S. 2009. Cuantificación y evolución de la carga contaminante de nutrientes y plaguicidas en aguas del Mar Menor y su relación con los aportes hídricos de la Rambla del Albuñón y otros aportes subterráneos. In Cabezas & Senent (Eds): Mar Menor. Estado actual del conocimiento científico. Fundación Cluster-Instituto Euromediterráneo del agua. pp. 245-284.
- Sfriso, A., Marcomini, A., & Pavoni, B. (1987). Relationships between macroalgal biomass and nutrient concentrations in a hypertrophic area of the Venice Lagoon. Marine Environmental Research, 22(4), 297-312.
- Simonneau, J. 1973. Mar Menor evolution sedimentologique récente du remplissage. PhD. Thesis, Université de Toulouse. 172 pp.
- Terrados, J. y Ros, J.D. 1991. Production dynamics in a macrophyte-dominated ecosystem: The Mar Menor coastal lagoon (SE Spain), Oecologia aquatica 10: 255.
- Torralva M, FJ Oliva-Paterna. 2002. Problemática de los Ciprinodóntidos en el sureste peninsular: Criterios y estrategias para su conservación. En: Atlas y Libro Rojo de los Peces Continentales de España.

## *Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor*

Dirección General de Conservación de la Naturaleza y Museo Nacional de Ciencias Naturales. 313-320.

- Valiela, I, J. McClelland, J. Hauxwell, P.J. Behr, D. Hersh, K. Foreman. 1997. Macroalgal blooms in shallow estuaries: control and ecophysiological and ecosystem consequences. *Limnology and Oceanography*, 42 (1997), pp. 1105–1118
- Velasco, J.; Lloret, J.; Millan, A.; Marin, A.; Barahona, J.; Abellán, P.; Sánchez-Fernández, D. 2006. Nutrient and particulate inputs into the Mar Menor lagoon (SE Spain) from an intensive agricultural watershed. *Water, Air and Soil Pollution*, 176: 37-56.
- Verdiell D (2006). Dinámica espacio-temporal de la familia Mugilidae en las áreas someras del mar menor (SE Península Ibérica): estados alevines y juveniles. Dirección: FJ Oliva Paterna y M Torralva.
- Verdiell D (2009). Ictiofauna de las zonas someras del Mar Menor: parámetros de su biología y relaciones con el hábitat. Universidad de Murcia. Dirección: FJ Oliva Paterna y M Torralva.
- Verdiell D, A Egea, FJ Oliva-Paterna, M Torralva. 2007. Biología trófica de los juveniles de Mugílidos (Pisces: Mugilidae) en la laguna costera del Mar Menor (SE Península Ibérica). *Limnetica*, 26(1): 67-73.
- Verdiell D, FJ Oliva-Paterna, A Andreu, M Torralva. 2007. Characterisation of the nursery areas for YOY Sparidae fish species in a Mediterranean coastal lagoon (SE Iberian Peninsula). *Anales de Biología*, 29: 3-11.
- Verdiell D, FJ Oliva-Paterna, A Egea, M Torralva. 2008. Population biology and habitat associations of benthic fish species in the shallow areas of the mediterranean coastal lagoon (SE Iberian Peninsula). *Scientia Marina*, 72 (2): 319-328.
- Verdiell D, FJ Oliva-Paterna, M Torralva. 2007. Fish assemblages associated with *Cymodocea nodosa* and *Caulerpa prolifera* meadows in the shallow areas of the Mar Menor coastal lagoon. *Limnetica*, 26(2): 341-350.
- Verdiell D, M Torralva, FJ Oliva-Paterna, A Andreu, FJ Oliva-Paterna. 2012b. Effects of shoreline urban modification on habitat structure and fish community in littoral areas of a Mediterranean coastal lagoon (Mar Menor, Spain). *Wetlands*, 32: 631-641.
- Verdiell-Cubedo D, A Ruiz-Navarro, M Torralva, R Moreno-Valcárcel, FJ Oliva-Paterna. 2014. Habitat use of an endangered cyprinodontid fish in a saline wetland of the Iberian Peninsula (SW Mediterranean Sea). *Mediterranean Marine Science*, 15(1): 27-36.
- Verdiell-Cubedo D, FJ Oliva-Paterna, A Ruiz-Navarro, M Torralva. 2013. Assessing the nursery role for marine fish species in a hypersaline coastal lagoon (Mar Menor, Mediterranean Sea). *Marine Biology Research*, 9(8): 739-748.
- Verdiell-Cubedo D, FJ Oliva-Paterna, M Torralva. 2006. Condition of *Gobius cobitis* (Pallas, 1811) juveniles in the Mar Menor coastal lagoon (SE Iberian Peninsula): Effects of inter- and intraspecific fish competition. *Scientia Marina* 70(2): 303-310
- Verdiell-Cubedo D, FJ Oliva-Paterna, M Torralva. 2006. Condition of *Salarias pavo* in the Mar Menor coastal lagoon (SE Peninsula Iberica): potential influence of environmental variables on juveniles. *Journal of Applied Ichthyology* 22: 407-413
- Verdiell-Cubedo D, FJ Oliva-Paterna, M Torralva. 2006. Length-weight relationships for 23 species of the Mar Menor coastal lagoon (western Mediterranean Sea). *Journal of Applied Ichthyology* 22: 293-294.
- Verdiell-Cubedo D, FJ Oliva-Paterna, M Torralva. 2007. The effects of competitors on fitness of marbled goby *Pomatoschistus marmoratus* (Pisces: Gobiidae) in the Mar Menor coastal lagoon (SE Iberian Peninsula). *The Italian Journal of Zoology*, 74(2): 169-17.
- Verdiell-Cubedo D, M Torralva, A Ruiz-Navarro, FJ Oliva-Paterna. 2012a. Fish assemblages in different littoral habitat types of a hypersaline coastal lagoon (Mar Menor, Mediterranean Sea). *The Italian Journal of Zoology*, 80 (1):104-116.
- Vergara Chen, Carlos Adrián, 2011. Diversidad genética, selección y procesos de adaptación en la fauna de



## *Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor*

la laguna costera del Mar Menor (SE de España). Tesis doctoral. Facultad de Biología, Universidad de Murcia. (Directores: Dres. Ángel Pérez-Ruzafa, Concepción Marcos y Mercedes González-Wangüemert).

- Vergara-Chen, C., González-Wangüemert, M., Marcos, C. & Pérez-Ruzafa, A., 2009. High gene flow promotes the genetic homogeneity of the fish goby *Pomatoschistus marmoratus* (Risso, 1810) from Mar Menor coastal lagoon and adjacent marine waters (Spain). *Marine Ecology – An Evolutionary Perspective*, 31 (2): 270-275.
- Vergara-Chen, C., González-Wangüemert, M., Marcos, C. & Pérez-Ruzafa, A., 2010. Genetic diversity and connectivity remain high in *Holothuria polii* (Delle Chiaje 1823) across a coastal lagoon-open environmental gradient. *Genetica*, 138: 895-906.
- Vergara-Chen, C., González-Wangüemert, M., Marcos, C. & Pérez-Ruzafa, A., 2013. Small-scale genetic structure of *Cerastoderma glaucum* in a lagoonal environment: potential significance of habitat discontinuity and unstable population dynamics. *Journal of Molluscan Studies*, 79: 230-240.



*Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor*

## 3. Oceanografía física y química

***Autores del Informe:***

Álvarez Rogel, José  
García Alonso, Carlos  
Gilabert Cervera, Francisco Javier  
Gómez Cerezo, Rosa  
León León, Víctor Manuel  
Marcos Diego, Concepción  
Pérez Ruzafa, Ángel

***Miembros del Grupo de Trabajo "Oceanografía física y química":***

Álvarez Rogel, José (UPCT)  
Faz Cano, Ángel (UPCT)  
García Alonso, Carlos (D.G. Calidad y Evaluación Ambiental - CARM)  
Gilabert Cervera, Francisco Javier (UPCT)  
Gómez Cerezo, Rosa (UMU)  
León León, Víctor Manuel (IEO)  
Marcos Diego, Concepción (UMU)  
María Dolores Pedrero, Emilio (D.G. Agricultura, Ganadería, Pesca y Agricultura - CARM)  
Martínez Sánchez, María José (UMU)  
Mora Navarro, José (D.G. Calidad Ambiental - CARM)  
Ruiz Fernández, Juan Manuel (IEO)

***Coordinador OISMA del Grupo de Trabajo***

Martínez Soria, José Antonio

## **1. Describir el estado del conocimiento**

### ***a) Hidrodinámica lagunar***

Entre los años 2010 y 2013 se fondearon un total de 6 perfiladores de corriente (ADCP) y 6 sensores de presión, repartidos entre en los tres canales de comunicación, la laguna y el Mediterráneo adyacente. Esto ha permitido conocer la hidrodinámica lagunar, así como calibrar y validar el modelo hidrodinámico ROMS para el Mar Menor. La elección de este modelo para realizar las simulaciones en la laguna fue realizada posteriormente al análisis de los modelos existentes en la actualidad, siendo éste el más acorde con los objetivos establecidos.

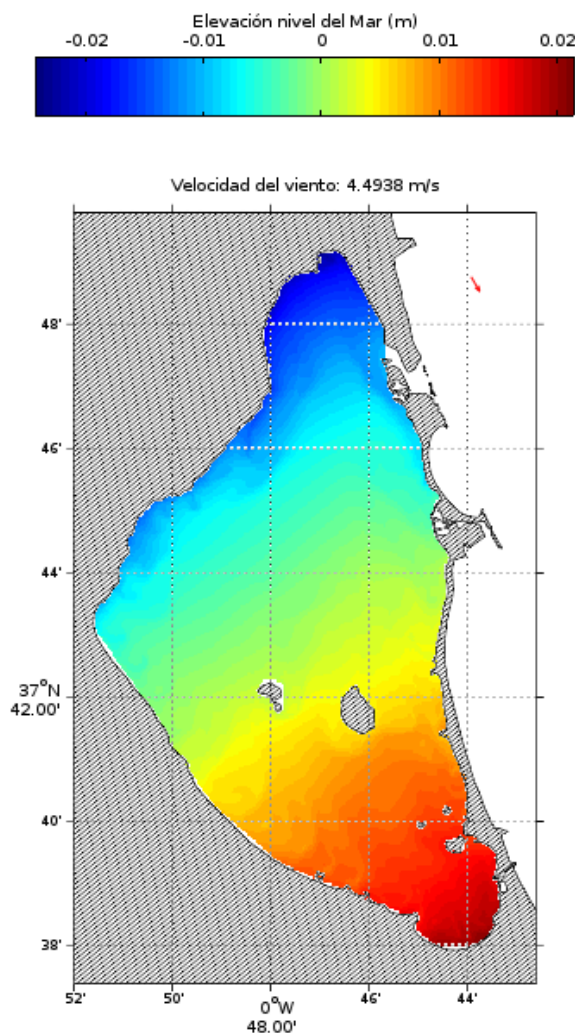
Los datos analizados muestran un sistema de corrientes en el Mar Menor dominado por el estrés de viento en la que la columna de agua se desplaza en el mismo sentido (Spigel & Imberger 1980) durante el inicio del periodo de vientos. Este efecto produce un aumento del nivel del mar en la zona de la costa hacia la que sopla el viento y una disminución en el lado de procedencia. Esta diferencia de nivel, pudiendo alcanzar los 6 cm, es la responsable de la aparición de un gradiente de presión en la dirección del viento, produciendo un flujo barotrópico de retorno por el fondo (Chubarenko & Koutitonsky 2005). En los eventos de viento cuya intensidad presenta valores elevados la transferencia de momento por estrés de viento puede compensar el gradiente de presión barotrópica, dándose durante un periodo de tiempo una homogeneidad vertical en la dirección de la corriente.

La influencia de las variaciones batimétricas del fondo, y el balance entre el estrés de viento, la presión barotrópica y el estrés de fondo, tiene como resultado una distribución horizontal heterogénea de las corrientes (Jia & Li 2012), presentando habitualmente corrientes en la dirección del viento en las zonas cercanas a la costa y en dirección contraria en el centro de la laguna.

En las zonas costeras donde se presentan gradientes horizontales de corrientes, cómo en el caso del Mar Menor, la influencia de la transferencia lateral de momento tiene una importancia mayor que en mar abierto (Colbo 2006). El estrés lateral generado por esta variación horizontal de la corriente, tanto en intensidad cómo en dirección, es el responsable de la formación de pequeños giros (< 5 Km) (Mancero-Mosquera 2013), presentando una gran variabilidad espacial y temporal en función de la dirección e intensidad del viento.

Con excepción de aquellas zonas influenciadas por la entrada de agua del Mediterráneo, cuyo efecto se limita a la capa más superficial, el Mar Menor presenta una distribución vertical de la densidad homogénea. Esto se traduce en una escasa influencia de las corrientes baroclínicas sobre los patrones de circulación de la laguna. Así mismo, los datos resultantes de los análisis armónicos realizados sobre los datos de corrientes muestran una influencia máxima de la marea sobre la circulación lagunar de un 4%, siendo por tanto una influencia muy limitada. De este modo, las corrientes en la laguna pueden expresarse cómo el balance entre el estrés de viento, la presión barotrópica, estrés de fondo y estrés lateral.

## Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor



En el Mar Menor se pueden diferenciar claramente tres corrientes que denominaremos a partir de su ubicación: corriente de La Manga, corriente de San Javier y corriente de Los Urrutias, correspondiendo a cada una de las 3 vertientes del Mar Menor. Estas corrientes discurren en la misma dirección del viento, acomodándose al perfil de la costa. Tal y como se ha comentado, la acumulación de agua producida hacia dónde sopla el viento produce una corriente que discurre por la parte central de la laguna y que hemos denominado corriente central, siendo su dirección contraria a la del viento. El rozamiento de la corriente central con las corrientes de La Manga, San Javier y Los Urrutias, y el efecto de la batimetría es el responsable de la aparición de diferentes giros en ambas cubetas, siendo el de mayor tamaño y estabilidad espacial y temporal el que se sitúa en la cubeta norte.

Otro de los fenómenos detectados en el Mar Menor y ya referidos para otras lagunas en la bibliografía, son las ondas estacionarias denominadas seiche. Cualquier perturbación repentina en el nivel de mar como cambios bruscos en la presión atmosférica o vientos de alta intensidad se propagará en la laguna en la forma de seiche (Niedda & Greppi 2007). En el Mar Menor el periodo registrado para estos seiche oscila entre 1 y 2 horas.

Los datos registrados en los canales muestran un hidrodinamismo dominado por tres forzantes

## *Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor*

principalmente: el viento, los cambios de presión atmosférica y las mareas. La importancia de cada uno de los forzantes varía considerablemente según la morfología y batimetría de cada canal, de forma que la importancia de la marea en el Estacio es destacable, mientras que para Marchamalo esta puede ser prácticamente descartada cómo un factor regulador del intercambio de agua.

### ***b) Procesos de la columna de agua y su dinámica de nutrientes y metales pesados***

Aportes continentales a la laguna (columna de agua). Se han realizado diversos estudios sobre la entrada de nutrientes y contaminantes orgánicos (Velasco *et al.*, 2006; García-Pintado *et al.*, 2007; León *et al.*, 2015; Moreno-González *et al.*, 2017) a través de la rambla del Albuñón a lo largo de las últimas décadas, incluyendo episodios de riadas. Esto ha evidenciado que la entrada de nutrientes se produce en mayor medida con los flujos regulares que durante las riadas (García-Pintado *et al.*, 2007; García-Pintado *et al.*, 2009), sin embargo en el caso de los contaminantes orgánicos en muchos casos la entrada es muy superior durante las riadas que en el resto del año (León *et al.*, 2015). La rambla del Albuñón es una vía especialmente relevante de entrada de contaminantes a la laguna y está siendo monitorizada y sobre ella se centrarán las principales acciones paliativas. También se ha evidenciado en algunos estudios que se producen entradas de metales traza a través de las cuencas del sur, especialmente durante las riadas y contaminantes orgánicos por deposición atmosférica.

Como consecuencia de la disponibilidad de nutrientes en la laguna se produce la proliferación de fitoplancton, y también de sus principales predadores (zooplancton) alterando la biodiversidad y condiciones del medio (transparencia, irradiancia, etc.). Este proceso ha sido amortiguado durante años en la laguna gracias a distintos elementos como la proliferación masiva de medusas que contribuía a retirar el plancton de la columna de agua o la expansión del alga *Caulerpa prolifera* que favorecía la deposición del material particulado y su estabilización en el fondo. Sin embargo las poblaciones de medusas y *Caulerpa* han disminuido sensiblemente en los últimos años, y hasta el momento no se han recuperado, por lo que no pueden contribuir a mejorar la transparencia de la columna de agua.

El Estado de la masa de agua del Mar Menor evaluado y valorado conforme a la Directiva Marco del Agua en el año 2015 NO ALCANZA EL ESTADO BUENO, presentando un Estado Ecológico Moderado (por moderadas concentraciones de nutrientes y moderado estado del indicador macroalgas) y un Estado Químico No Bueno (por altas concentraciones crecientes de metales pesados en sedimentos). ESTA VALORACIÓN ES ANTERIOR AL VERANO DE 2016 (episodio Bloom fitoplanctónico) estando pendiente nueva valoración a raíz de la puesta en marcha de la Red Litoral los próximos años 2017-2019.

Por parte de María José Martínez Sánchez, del Departamento de Química Agrícola de la UMU, considera necesario que se tenga en cuenta la siguiente información:

- Cuando llegan las aguas de escorrentía cargadas de sedimentos de diferente granulometría al Mar Menor, los sedimentos que aportan tienen distinto comportamiento según sea su naturaleza, con una clara diferencia entre el arco norte y arco sur en función de su mineralogía y granulometría.
- Donde existe influencia minera, o sea desde los humedales de la rambla de Miranda, rambla del Miedo, Rambla del Beal, Ponce hasta la zona la rambla de la Carrasquilla, existe la posibilidad de que llegue escasa concentración de metales pesados solubles por la rambla, que precipitan rápidamente y se insolubilizan dado el alto pH del agua del mar.



## *Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor*

Pero, en la zona de la balsa de Lo Poyo, el riesgo de metales solubles es más alto.

- En el arco sur, dada la proximidad de los suelos rojos a la playa, y de los tipos de prácticas de cultivo que existen en la actualidad (anteriormente eran cultivos de secano), existe una alta posibilidad de que con las grandes escorrentías, haya un gran aporte de partículas finas al mar. En la playa quedan la arena y el limo. La arcilla flocula en parte al entrar en un medio fuertemente iónico, como es el agua salada del mar, pero la arcilla más fina queda suspendida en el agua de la laguna, en forma de nanopartículas de filosilicatos y geles amorfos (partículas menores de 0,1 micra), que contribuyen de manera muy importante a la turbidez permanente que está sufriendo el Mar Menor desde el año 2016, investigación actual en marcha por el Grupo de Contaminación de suelos de la UMU (Martínez Sánchez et al, 2016 en redacción). Dichas nanopartículas tienen gran dificultad de floculación, dada su forma laminar, su baja densidad, y se trata de coloides con muy poca carga, un potencial Z del orden de -0,1mv.
- Recientemente se han iniciado los ensayos preliminares de movilización de metales pesados de los sedimentos de la laguna y su paso a la columna de agua (Grupo de contaminación de suelos de la UMU-Consejería de Agua, Agricultura y Medio Ambiente).

### ***c) Procesos en el sedimento y su dinámica de nutrientes y metales pesados***

La concentración de nutrientes (N y P) en la columna de agua de la laguna, al igual que en cualquier otro sistema lagunar, es el resultado, fundamentalmente, del balance entre las entradas desde la cuenca (escorrentías superficiales y subsuperficiales) (producción alóctona) y de su biogénesis en la laguna (producción autóctona). Esta última tiene lugar en los sedimentos como resultado del proceso de mineralización de la materia orgánica. La materia orgánica procedente de los aportes alóctonos (material terrígeno) y mayoritariamente de la propia producción primaria de la laguna (fitoplanctónica y bentónica), termina siendo depositada en los sedimentos donde tiene lugar el reciclado de nutrientes. La liberación de éstos desde los sedimentos a la columna de agua está mediada por diversos factores físico-químicos y biológicos. La presencia o ausencia de productores primarios bentónicos (*Caulerpa prolifera*, *Cymodosea nodosa*), con un importante papel en la retención de N y P, las condiciones redox y el pH de los sedimentos, influirán de forma decisiva en el flujo de nutrientes desde los sedimentos a la columna de agua.

La reducción de la disponibilidad de luz en las zonas profundas y en los fondos (consecuencia del proceso de eutrofización), impide el crecimiento de la vegetación y con ello la oxigenación de la columna de agua, que por otra parte incrementa su déficit en oxígeno por la creciente demanda de oxígeno desde los sedimentos, al incrementar su contenido en materia orgánica (consecuencia también del proceso de eutrofización). Esta situación lleva a la anoxia de los sedimentos y como consecuencia: ralentización del procesamiento de contaminantes orgánicos “retenidos en los sedimentos” e incluso su movilización; formación de compuestos tóxicos para la flora y fauna (amonio, ácido sulfhídrico, metano..) y su liberación a la columna de agua, donde el amonio puede ser transformado a nitrato en la zona superficial, más oxigenada; liberación de P desde los sedimentos. En general, un incremento del flujo de nutrientes desde el sedimento a la columna de agua, que junto con la menor retención de los mismos por la ausencia de vegetación (y/o biofilm) bentónico, puede conducir a un incremento notable de su concentración en el agua.

La anoxia de los sedimentos y los cambios de pH de igual forma, puede llevar a la movilización de los metales retenidos en el sedimento y que entran a la laguna procedentes de los suelos contaminados por la minería.

## Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

### d) Interacción agua-sedimento

La deposición del material particulado en el sedimento desde la columna de agua constituye la principal transferencia en este tipo de sistemas. Esta deposición puede producirse para dos tipos de material en suspensión: de origen terrígeno que accede a la laguna durante los episodios de lluvias torrenciales y el material particulado generado en la propia columna de agua por los organismos que allí habitan. Este último es especialmente relevante en un sistema eutrófico como el Mar Menor, ya que hay una elevada producción primaria (fitoplancton, algas y fanerógamas) que puede transferirse al sedimento cuando se generan residuos o se descompone parte de estos materiales.

La sedimentación de este material se produce preferentemente en zonas de bajo hidrodinamismo y puede estar favorecido por la presencia de algas/fanerógamas en el fondo. Además, la acción de organismos filtradores (bivalvos, plancton, medusas, etc.) puede contribuir también a la retirada del material en suspensión. En el Mar Menor ha sido clave hasta ahora el papel de algas como *Caulerpa prolifera* y las medusas en la retirada de material en suspensión de la columna de agua, contribuyendo a su transparencia y permitiendo el desarrollo de otras muchas especies en dichas condiciones. Evidentemente la deposición de material en suspensión es un proceso reversible, más en un sistema somero como el Mar Menor por la acción de viento y el hidrodinamismo que genera (oleaje, corrientes, etc.), tal y como se evidencia la resuspensión de los materiales más finos especialmente después de las riadas.

Sedimentos del Mar Menor tienen cada vez mayores contenidos de materia orgánica y son de granulometría más fina. El aporte continuo de restos vegetales, del plancton y otros organismos al sedimento de la laguna ha conducido a que éstos tengan niveles muy altos de materia orgánica, superando en algunas zonas el 20% de carbono orgánico total (León *et al.*, 2015; Traverso-Soto *et al.*, 2015) y se amplíen en gran medida las zonas de fango. Los altos contenidos de materia orgánica conducen a sedimentos eminentemente anóxicos, situación que ralentiza la degradación de muchos compuestos, incluidos los contaminantes orgánicos, aumentando por tanto su persistencia.

Transferencia de la carga contaminante asociada a la fracción sólida al sedimento. El sedimento actúa como trampa de parte de la contaminación que accede a la laguna, ya que recibe el exceso no reutilizado de nutrientes asociados a la materia orgánica así como los metales traza (Marín-Guirao *et al.*, 2005 entre otros) y contaminantes orgánicos (León *et al.*, 2013, 2015; Moreno-González *et al.*, 2017) adsorbidos o contenidos en el material en suspensión. En el caso de los metales y los contaminantes orgánicos hidrofóbicos tienden a transferirse a la fracción particulada (inerte o via), especialmente cuando presenta una gran superficie específica (granulometría fina) y un elevado contenido en materia orgánica. Por ello los sedimentos albergan altas concentraciones de contaminantes persistentes (León *et al.*, 2013, 2015; Moreno-González *et al.*, 2017), que pueden retornar a la columna de agua cuando se produce la resuspensión del sedimento (natural o por el hombre), un cambio en las condiciones fisicoquímicas del mismo (pH, potencial redox,...) o se transfieren a los organismos que allí habitan.

Regeneración bentónica. La degradación de la materia orgánica continúa en el sedimento, inicialmente por degradación aeróbica hasta que consume el oxígeno, y sucesivamente mediante otros procesos según los agentes oxidantes (nitratorreducción-desnitrificación, reducción óxidos de Fe y Mn; sulfatorreducción y metanogénesis). El consumo de oxígeno del sedimento y su demanda para continuar los procesos de degradación puede conducir a la reducción de la concentración en la columna de agua, especialmente en sistemas de bajo hidrodinamismo como el Mar Menor. Este consumo de oxígeno de la capa de agua que está en contacto con el sedimento puede ser

## *Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor*

especialmente acusado durante la noche (al no haber producción de oxígeno) y cuando la cinética de los procesos metabólicos es más rápida (por ejemplo a altas temperaturas, como ocurre en verano). Como consecuencia de esta descomposición de la materia orgánica se pueden liberar de N, P y otros elementos a la columna de agua (regeneración bentónica), contribuyendo al proceso de eutrofización que tiene lugar en ella. En todo ello tiene también relevante la presencia de vegetación y otros organismos que puede contribuir a modificar las condiciones del sedimento y por tanto los procesos que en ella tienen lugar.

El papel que están jugando los sedimentos en los ciclos de nutrientes en el Mar Menor se desconoce y tampoco hay referencias previas a la eutrofización generalizada que está teniendo lugar en estos momentos.

## **2. Identificar y tipificar los impactos que recibe la laguna**

### ***a) Hidrodinámica lagunar.***

La modificación de la línea de costa mediante estructuras costeras (ie: diques, puertos) o el transporte de sedimentos (creación de tómbolos, etc.) produce una importante variación sobre la hidrodinámica local.

Las variaciones en la batimetría de los canales producen importantes variaciones sobre la tasa de intercambio entre el Mar Menor y el Mediterráneo.

Los cambios en la vegetación de fondo suponen un cambio en el estrés de rozamientos de las corrientes con el fondo, que influye considerablemente en las zonas más someras. Estas variaciones, en el caso de los canales, podrían suponer una variación en la tasa de intercambio de agua.

La modificación de la sección atravesada de alguno o varios de los canales supondría una modificación en el intercambio de los otros canales.

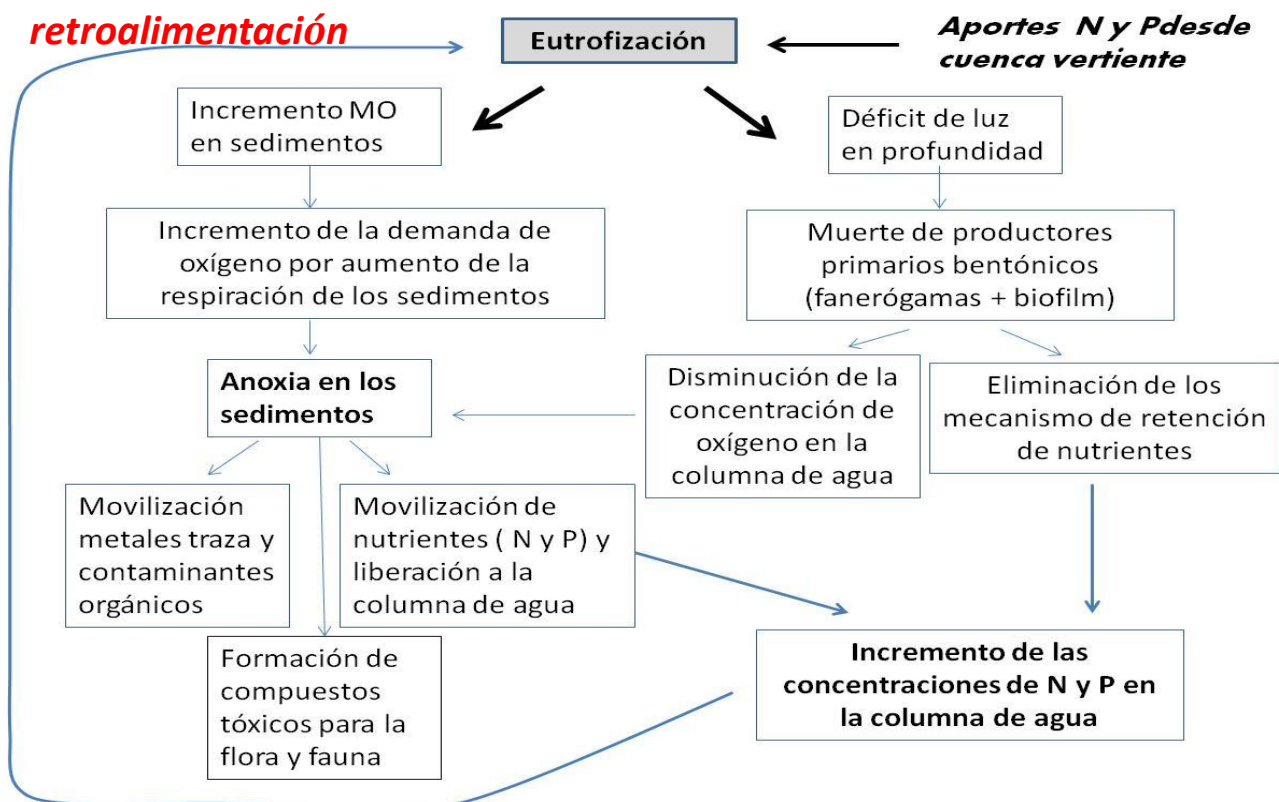
### ***b) Procesos de la columna de agua y su dinámica de nutrientes y metales pesados. La entrada de nitratos, fosfatos y otros elementos por escorrentías superficiales, aguas subterráneas y vertidos directos a la laguna favorece la proliferación.***

La entrada de nitratos, fosfatos y otros elementos por escorrentías superficiales, aguas subterráneas y vertidos directos a la laguna favorece la proliferación.

Riesgo de la masa de agua Mar Menor de No Cumplir el Buen estado conforme a la Directiva Marco del Agua: RIESGO SEGURO, con alto grado de Presión y un Impacto Comprobado. Estudio de Presiones e Impactos (IMPRESS) en base al art.5 de la Directiva Marco del Agua. Está pendiente de actualizar este estudio en el año 2017 como parte del Contrato para ejecutar el Servicio de Seguimiento y Control del estado de las masas de agua 2017-2019.

### ***c) Procesos en el sedimento y su dinámica de nutrientes y metales pesados.***

## Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor



En sedimentos anóxicos los metales se encontrarán sobre todo en forma insoluble, como sulfuros metálicos, entre ellos la pirita ( $\text{FeS}_2$ ). La liberación se produce cuando estos sulfuros se reoxidan a sulfatos. En el caso particular de la pirita, su oxidación puede provocar bajadas de pH en medios no tamponados lo que facilita, a su vez, la solubilidad de los metales que se están liberando.

### d) Interacción agua-sedimento.

- Los aportes de nutrientes a la laguna favorecen la proliferación de plancton y por tanto la transferencia de materia orgánica (incluido el N orgánico) al sedimento por la deposición de los restos de organismos.
- La acumulación de materia orgánica en los sedimentos conduce al consumo de oxígeno en esta matriz, pasando de sedimentos aeróbicos a anaeróbicos, lo que ralentiza los procesos de degradación de muchos compuestos, incluyendo contaminantes orgánicos. Esto favorece la persistencia de contaminantes como los pesticidas organoclorados en los sedimentos del Mar Menor 30 años después de su prohibición.
- Los procesos metabólicos en sedimentos anóxicos pueden reducir también la concentración de oxígeno en la capa de agua sobrenadante y afectar a las especies que allí habitan, particularmente en condiciones de estancamiento y altas temperaturas.
- La falta de transparencia en la columna de agua como consecuencia de la masiva eutrofización impide el desarrollo de algas y fanerógamas en los fondos a partir de determinada profundidad. Esta falta de cobertura vegetal favorece la resuspensión del sedimento, contribuyendo así a reducir

## *Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor*

la transparencia tanto por la materia en suspensión como por los nutrientes que aporta al sistema. Además esta pérdida de vegetación supone que muchas especies no cuentan con refugio o zonas de cría adecuadas, afectando consecuentemente a todo el ecosistema y a los recursos pesqueros.

- Las actividades humanas que tienen lugar en el Mar Menor y su entorno aportan contaminantes orgánicos de distinto tipo a la laguna: metales traza de la minería abandonada, pesticidas de los tratamientos agrícolas y urbanos, hidrocarburos del transporte y la industria, detergentes de uso doméstico e industrial, fármacos y cosméticos de diferentes usos, etc. Muchos de estos contaminantes orgánicos (pesticidas, hidrocarburos, etc) e inorgánicos (metales traza) tienden a ser transferidos a la materia particulada por su afinidad o hidrofobicidad.

### **3. Principales lagunas de conocimiento en este campo.**

#### ***a) Hidrodinámica lagunar.***

Modelos hidrodinámicos. Existen varios modelos hidrodinámicos en la bibliografía, que pueden ayudar a entender la dinámica del sistema aunque sería deseable seleccionar aquél que sea más idóneo para el sistema. Para ello se requiere su validación y probablemente la consideración de algunas mejoras:

- La validación de dichos modelos utilizando datos precisos meteorológicos, de marea y de las velocidades de corriente en la columna de agua en las distintas épocas del año. Los datos aportados por las campañas oceanográficas ayudarán a calibrarlos, corregirlos si fuera necesario e identificar el más adecuado a la laguna.

- Considerar un modelo bicapa y no de columna homogénea que mejoraría la modelización al menos en las zonas profundas, tal y como ha sido sugerido en estudios previos.

- Actualización de las vías de entrada de aguas a la laguna desde el acuífero (no únicamente la entrada superficial desde la rambla del Albujón). Se debe incluir la entrada difusa en el perímetro lagunar, que se produce de forma preferente en las desembocaduras de algunas ramblas. Para ello es necesario disponer de estimas reales del volumen de aguas subterráneas que se descarga a la laguna, identificando los principales puntos por los que se produce.

- Mejorar el conocimiento sobre el intercambio de agua a través de Las Encañizadas.

- Falta de conocimiento de la distribución espacial del viento en la laguna.

- Ausencia de puntos de medida en continuo que permita alimentar al modelo desarrollado, mejorándose su capacidad de dar datos en tiempo real y previsiones.

- Establecer una batimetría actualizada.

- Estudiar la dinámica sedimentaria de la laguna, ya que las variaciones en la batimetría del fondo se traducen variaciones de corrientes.

- Estimaciones de la descarga de “*submarine groundwater discharge*”.

- Modelos hidrodinámicos: el modelo ROMS actualmente en funcionamiento que proporciona mapas de corrientes diarias con predicciones a 24 horas del Mar Menor online (<http://ocean.upct.es/marmenor>) tanto en superficie como en fondo se ha validado con diferentes correntímetros situados estratégicamente para tal efecto por más de 2 años. Este

## *Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor*

modelo trabaja con 10 capas sigma en la vertical. El modelo ha sido calibrado con 6 correntímetros presentando bastante robustez. No obstante se puede refinar en algunas zonas.

### ***b) Procesos de la columna de agua y su dinámica de nutrientes y metales pesados.***

- Mejorar el conocimiento sobre la dinámica de los movimientos de las masas de agua en la laguna, determinando con muy alta precisión las corrientes y su posible estratificación en distintas épocas del año, así como la dinámica de intercambio de agua con el Mediterráneo. Este trabajo completaría las aproximaciones realizadas hasta el momento en esta materia, que es un conocimiento de carácter transversal a todas las disciplinas relacionadas con el funcionamiento del ecosistema lagunar y su entorno, y será además básico a la hora de dimensionar posibles actuaciones en la laguna y tomar decisiones adecuadas con una base científica correcta y precisa.

- En relación con el punto anterior es también esencial determinar los flujos de agua que acceden al Mar Menor a través de las aguas subterráneas, así como de la carga de nutrientes que transportan por esta vía. En esta línea sería importante identificar las zonas o áreas de flujos preferenciales en su perímetro.

- Con respecto a los aportes que recibe la columna de agua todavía se desconocen elementos fundamentales para estimar con precisión la entrada total de nutrientes, metales traza y contaminantes orgánicos a la laguna:

- El más importante sería determinar los aportes/descargas a través de otras ramblas y de forma difusa con las aguas subterráneas, identificando las vías preferenciales por las que producen.
- Las aguas residuales de las EDAR se están reutilizando para riego pero se desconoce el aporte adicional de nutrientes y contaminantes que supone para los acuíferos y en último término para la laguna.
- Vertidos/descargas de aguas residuales de viviendas no conectadas a las redes de saneamiento o de las propias redes de saneamiento en mal estado.
- Actividades en la propia laguna y sus alrededores (navegación, pesca, zonas de baño, etc.) que también contribuyen a la descarga de residuos y constituyen aportes directos o indirectos.

- Es necesaria una monitorización precisa y con alta resolución espacial y temporal de las características hidrográficas de la laguna que incluya cuantificación de material particulado en suspensión (orgánico e inorgánico), nutrientes disueltos (inorgánicos y orgánicos), compuestos orgánicos, pigmentos fotosintéticos, pH y el sistema tampón de carbonatos, incluyendo CO<sub>2</sub>, isótopos estables del nitrógeno ( $\delta^{15}\text{N}$ ), nitrógeno orgánico disuelto, salinidad y temperatura. En este contexto serían convenientes sistemas de monitorización en continuo mediante sensores sumergibles, especialmente de la temperatura y el oxígeno en el fondo. Para ello es necesario complementar muestreos in situ en redes de puntos con alta resolución espacial, muestreos a diferentes estratos de profundidad y datos obtenidos mediante sensores de satélite.

- Conocer las relaciones tróficas de las principales especies que habitan en la laguna, particularmente de aquéllas que puedan jugar un papel clave y significativo en la explotación del plancton de la columna de agua y, por tanto en la estructura del ecosistema y su evolución tras el

## *Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor*

episodio de florecimiento. En este sentido sería necesario evaluar, por ejemplo, el papel que las medusas y otros organismos filtradores y suspensívoros (nacra, ostra, otras especies de bivalvos, balanos, etc.) juegan o pueden jugar en la retirada de plancton de la columna de agua: estado de las poblaciones en la situación actual y previsión de su dinámica poblacional.

- Los datos científicos disponibles indican que el ecosistema lagunar ha experimentado cambios muy significativos en su funcionamiento y estructura, muy alejados de su estado anterior al proceso de eutrofización actual. Esta situación dificulta la aplicación de soluciones científicas y técnicas inmediatas que permitan revertir la situación en corto plazo, entre otros factores por el desconocimiento de los posibles efectos no deseables sobre el ecosistema.

- Es necesario activar al menos los siguientes módulos en el modelo hidrodinámico:

- Oleaje.
- Transporte de sedimentos.
- Nutrientes – fitoplancton – zooplancton.
- Proliferación de fitoplancton potencialmente tóxico.

- Es necesario implementar un sistema de observación mediante sensores in situ que proporcionen información a tiempo real tanto de parámetros físicos como químicos y biológicos.

### ***c) Procesos en el sedimento y su dinámica de nutrientes y metales pesados.***

- La extremada disminución en la transparencia de la columna de agua de la laguna durante los últimos meses puede estar afectando a las poblaciones bentónicas y particularmente a los productores primarios, representados principalmente por el clorófito *Caulerpa prolifera* y la angiosperma *Cymodocea nodosa*. De acuerdo con datos propios del IEO de agosto de 2016 la luz que llega al fondo de la laguna es inferior al 4% (llega a ser inferior al 1% en algunas zonas), lo cual es crítico teniendo en cuenta que el requerimiento de luz mínimo para el crecimiento de las angiospermas marinas es del orden del 10% y que esta situación lleva prolongándose ya muchos meses (casi un año). Este hecho debe estar afectando a las angiospermas marinas, así como a otras especies, que juegan un importante papel en los ciclos biogeoquímicos del ecosistema lagunar, fijando el sedimento, asimilando nutrientes y aportando oxígeno a la columna de agua. Por otro lado, la biodiversidad y la producción pesquera de la laguna dependen en buena medida del mantenimiento de las poblaciones de vegetación bentónica.

- Es necesario realizar un estudio estratigráfico de los sedimentos de la laguna para determinar las capas de fango y materia orgánica acumuladas en la laguna, bien de forma “natural” o bien favorecidas por el crecimiento y acreción de las praderas de *Caulerpa prolifera*, así como de otros organismos. Esta capa puede constituir un depósito de nutrientes y materia orgánica (carbono) para el agua sobrenadante, que en caso de deterioro, fragmentación o desaparición de la cobertura vegetal bentónica, pueden ser de nuevo transferidos a la columna de agua potenciando los procesos de degradación y sosteniéndolos en el tiempo. Por otro lado, este depósito jugará un papel fundamental en la resiliencia del ecosistema lagunar frente a los efectos del cambio climático global.

- Básicamente se debería de testar el esquema conceptual-hipotético expuesto en la figura anterior, apartado Procesos en el sedimento y su dinámica de nutrientes y metales pesados. Para ello, junto al estudio del contenido en materia orgánica ya mencionado:

## *Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor*

- Análisis de la composición química (compuestos orgánicos, inorgánicos y metales traza) de los sedimentos. Sería interesante contar con datos de zonas donde todavía hay pradera de fanerógamas y o una capa de *biofilm* bien desarrollado, de dónde no las hay para poder analizar el papel de los productores primarios en la calidad de los mismos (según esquema conceptual).
- Estimación de las tasas de flujo de nutrientes desde el sedimento hacia la columna de agua. Se debería poder hacer una estimación de lo que contribuye la dinámica interna de la laguna (mineralización de la materia orgánica y movilización desde los sedimentos) a las concentraciones de N y P en la columna de agua. Igualmente las medidas de tasas de flujos deberían incluir zonas con y sin productores primarios.
- Análisis de las tasas de desnitrificación y nitrificación en sedimentos. Incluir zonas con y sin vegetación.

Es indispensable contar con una Red de Seguimiento y Control del estado de la masa de agua del Mar Menor en base a la Directiva Marco del Agua, que permita evaluar y valorar anualmente el estado de esta masa de agua en riesgo seguro de no cumplir con el Buen Estado, tal y como propugna la Directiva Marco de Agua como Objetivo de la misma. Este seguimiento se correspondería con un programa de control operativo y debería hacerse con mayor hincapié en esta masa de agua dado que No Cumple el Buen Estado (art.6 del RD 817/2015), en cumplimiento del Real Decreto 817/2015, de 11 de septiembre, por el que se establecen los criterios de seguimiento y evaluación del estado de las aguas superficiales y las normas de calidad ambiental. Para ello se debería dotar presupuestariamente esta Red de manera permanente evitando lagunas de información durante periodos prologados de tiempo.

### ***d) Interacción agua-sedimento.***

- En la situación actual se desconoce el papel que pueden tener algunos elementos clave (organismos filtradores, cubierta vegetal del fondo, etc.) en la retirada de material particulado vivo e inerte de la columna de agua. Sería necesario evaluar cómo pueden contribuir estos organismos clave en la mejora de la transparencia y en la recuperación del equilibrio previo del sistema.
- Dimensionar y caracterizar la regeneración bentónica del sedimento y de la fracción detrítica (procedente principalmente de la producción primaria bentónica), ya que como consecuencia de la situación actual puede estar actuando como importante fuente de retroalimentación de nutrientes a la columna de agua, con el riesgo de que conduzca a una serie de procesos cíclicos y persistentes en el tiempo que dificulten la recuperación las condiciones previas del sistema. Para ello, es necesario determinar los flujos de nutrientes entre la columna de agua y el sedimento, por ejemplo mediante el uso de cámaras bentónicas y otras metodologías complementarias.

## **4. Líneas de actuación que ayudarían a mitigar la situación actual en la laguna (incluyendo orden de prioridad).**

Las principales líneas de actuación deben conducir a la reducción de entrada de nutrientes y otros contaminantes al Mar Menor (p.ej.: metales traza), evitando su descarga en la laguna y/o reconduciendo los efluentes, escorrentías y las aguas subterráneas a unidades de tratamiento adecuadas previas a su reutilización o descarga en el Mediterráneo. En este sentido la primera actuación, por su relevancia y efecto, debe ser:



## *Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor*

- Debe asegurarse el vertido 0, entendiéndose éste como la eliminación de todas las entradas en origen antrópico en la laguna, respetando solo aquellos cursos naturales propios de los procesos ecológicos. Para ello deben realizarse actuaciones a nivel de las presiones para conseguir la recuperación de forma eficiente, sin perjuicio de otros ecosistemas.
- Prever la derivación de caudales de la Rambla de Miranda así como de cualquier otro punto de entrada de escorrentía superficial, para su tratamiento mediante filtros verdes, especialmente tras los periodos de lluvias.
- Estimación de los aportes de aguas subterráneas y su localización con el fin de controlar su potencial como fuente de entrada de nutrientes, hasta hora obviada, al Mar Menor.
- Frenar cualquier tipo de actuación en el Mar Menor (movimiento de arenas y sedimentos) cuyas consecuencias en el funcionamiento actual de la laguna son en este momento imprevisibles.
- Impulso a una Ley de Protección del Mar Menor.
- Impulso de normativa autonómica que regule los vertidos al mar, tanto en el ámbito del Mar Menor, como en el resto del litoral.

## **Nota**

*Las aportaciones realizadas por Concepción Marcos Diego y Ángel Pérez Ruzafa al Informe del Grupo de Trabajo de "Oceanografía física y química" se pueden encontrar en el Grupo de Trabajo de "Ecología Lagunar".*

## *Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor*

### REFERENCIAS

- Arévalo, L. 1988. El Mar Menor como sistema forzado por el Mediterráneo: Control hidráulico y agentes fuerza. *Boletín Instituto Español Oceanografía*, 5(1).
- Baudron et al. 2015. Combining radon, short-lived radium isotopes and hydrodynamic. *Journal of Hydrology*, 525, 55–71.
- Belando et al. 2014. Distribución y abundancia de las praderas de macrófitos bentónicos y las poblaciones de Nacra (*Pinna nobilis*) en el Mar Menor. Informe del Instituto Español de Oceanografía y la Asociación de Naturalistas del Sureste, Murcia., 60 pp.
- Belando et al. 2014. Cartografía de la vegetación sumergida del enclave natural de las Encañizadas del Mar Menor. Instituto Español de Oceanografía (Centro Oceanográfico de Murcia) y Asociación de Naturalistas del Sureste. Murcia, 17 pp.
- Campillo et al. 2013. Impact assessment of agricultural inputs into a Mediterranean coastal lagoon (Mar Menor, SE Spain) on transplanted clams (*Ruditapes decussatus*) by biochemical and physiological responses. *Aquatic Toxicology*, 142-143, 365-379.
- Conesa, H.M. y Jiménez, F.J. 2007. The Mar Menor lagoon (SE Spain): a singular natural ecosystem threatened by human activities. *Marine Pollution Bulletin*, 54, 839-879.
- Fenoll Serrano, J. Y Sáez Sironi, J. 2009. Cuantificación y evolución de la carga contaminante de nutrientes y plaguicidas en aguas del Mar Menor y su relación con los aportes hídricos de la Rambla del Albuñón y otros aportes subterráneos. En: *El Mar Menor: Estado Actual Del Conocimiento Científico*. FIEA Publications. Murcia, 245-284
- García Sánchez, Marta, 2015. Ecological and functional responses of marine benthic macrophytes in the face of environmental stress: Assessing vulnerability and acclimation capacity. Tesis Doctoral. Facultad de Biología, Universidad de Murcia. (Directoras: Dras. Concepción Marcos, Isabel María Pérez y Nathalie Korbee).
- García, G. y Muñoz-Vera, A. 2015. Characterization and evolution of the sediments of a Mediterranean coastal lagoon located next to a former mining area. *Marine Pollution Bulletin*, 100(1)
- García-Pintado et al. 2007. Anthropogenic nutrients sources and loads from a Mediterranean catchment into a coastal lagoon: Mar Menor, Spain. *Sci. Total Environ*, 373, 220–239.
- García-Pintado et al. 2009. Caracterización y evaluación de fuentes antrópicas de nutrientes transportados por la rambla del Albuñón hacia el Mar Menor. En: *El Mar Menor: Estado Actual Del Conocimiento Científico*. FIEA Publications. Murcia, 245-284
- García-Sánchez et al. 2011. Physiological adaptations of macrophytes key species to coastal lagoons in a climate change scenario. *European Journal of Phycology*, 46, SI 1, 149-150.
- González, J. et al. 2012. AUV Based Multi-vehicle Collaboration: Salinity Studies in Mar Menor Coastal Lagoon. *IFAC Proceedings Volumes*, 45(5), 287–292.
- Hesse et al. 2015. Comparison of Water Flows in Four European Lagoon Catchments under a Set of Future Climate Scenarios. *Water*, 7, 716-746
- Iborra, A. y Gilabert, J. 2012. SISTEMA DE MONITORIZACIÓN COSTERA PARA EL MAR MENOR CMS-463.01.08\_CLUSTER. Informe. 150 pp.
- Jiménez-Martínez et al. 2016. The role of groundwater in highly human-modified hydrosystems: a review of impacts and mitigation options in the Campo de Cartagena-Mar Menor coastal plain (SE Spain). *Environmental Reviews*, 24(4), 377-392
- León et al. 2013. Interspecific comparison of polycyclic aromatic hydrocarbons and persistent organochlorines bioaccumulation in bivalves from a Mediterranean coastal lagoon. *The Science of the Total Environment*, 463-464, 975-987.

## *Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor*

- León et al. 2015. Impact of flash flood events on the distribution of organic pollutants in surface sediments from a Mediterranean coastal lagoon (Mar Menor, SE Spain). *Environmental Science and Pollution Research*, 1-17.
- Lloret et al. 2008. Is coastal lagoon eutrophication likely to be aggravated by global climate change? *Est. Coast. Shelf. Sci.* 78, 403–412.
- Lloret, J. y Marín, A. 2011. The contribution of benthic macrofauna to the nutrient filter in coastal lagoons. *Marine Pollution Bulletin*, 62, 2732–2740
- López-Castejón et al. 2012. Monitoring of the water flux in the Mar Menor during the AUV2011 Experiment. In EOF 2012.
- López-Castejón, F. y Gilabert, J. 2010. Sea level fluctuations in the Mar Menor (Spain) coastal lagoon. In EOF2010.
- López-Castejón, F. y Gilabert, J. 2012. Estudio de las variaciones del nivel del mar frente a La Manga del Mar Menor en el SE Español. In *Jornadas de introducción a la investigación de la UPCT*, 123–125.
- López-Castejón, F. y Gilabert, J. 2012. Time series analysis for tide-surge overlapping. A critical analysis to understand the water exchange of a non-tidal coastal lagoon in the SW Mediterranean Sea. In *Time-series analysis in marine science and applications for industry*, 21.
- Luis-Arévalo et al. 2010. *El Mar Menor: Procesos Físico/Oceanográficos*. Instituto Español de Oceanografía
- María-Cervantes et al. 2009. As, Cd, Cu, Mn, Pb, and Zn Contents in Sediments and Mollusks (*Hexaplex trunculus* and *Tapes decussatus*) from Coastal Zones of a Mediterranean Lagoon (Mar Menor, SE Spain) Affected by Mining Wastes. *Water Air Soil Pollut.* 200, 289-304.
- Marín-Guirao et al. 2005. Valoración de la contaminación por metales en los sedimentos de la laguna costera del Mar Menor (SE de España): Distribución de metales, toxicidad, bioacumulación y estructura de las comunidades bentónica. *Ciencias Marinas*, 31(2), 413–428
- Marín-Guirao et al. 2008. Carbon and nitrogen stable isotopes and metal concentration in food webs from a mining-impacted coastal lagoon. *Science of Total Environment*, 393, 118–130.
- Martínez Fernández, J. y Esteve Selma, M. A. 2008. Estimación de la entrada de nutrientes de origen agrícola en el Mar Menor mediante un modelo dinámico. *Mediterránea, Epoca II*(17).
- Martínez-Alvarez et al. 2011. Simultaneous solution for water, heat and salt balances in a Mediterranean coastal lagoon (Mar Menor, Spain). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 91, 250-261.
- Moreno-González et al. 2013. Influence of an intensive agricultural drainage basin on the seasonal distribution of organic pollutants in seawater from a Mediterranean coastal lagoon (Mar Menor, SE Spain). *Marine pollution bulletin*, 77(1), 400-411.
- Moreno-González et al. 2015. Seasonal distribution of pharmaceuticals in marine water and sediment from a Mediterranean coastal lagoon (SE Spain). *Environmental Research*, 138, 326-344.
- Moreno-González, R. y León V. M. 2017. Presence and distribution of current-use pesticides in surface marine sediments from a Mediterranean coastal lagoon (SE Spain). *Environmental Science and Pollution Research*, 1-16.
- Muñoz-Vera et al. 2015. Metal bioaccumulation pattern by *Cotylorhiza tuberculata* (Cnidaria, Scyphozoa) in the Mar Menor coastal lagoon (SE Spain). *Environmental Science and Pollution Research*, 22(23), 19157–19169
- Pérez-Ruzafa et al. 2012. *Cymodocea nodosa* vs. *Caulerpa prolifera*: Causes and consequences of a long term history of interactions in macrophyte meadows in the Mar Menor coastal lagoon (Spain, southwestern Mediterranean). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 110, 101-115.
- Quispe Becerra, Jhoni Ismael, 2014. Dinámica espacio-temporal del ictioplancton del Mar Menor (SE España) y factores ambientales asociados. Tesis Doctoral. Facultad de Biología, Universidad de Murcia. (Directores: Dres. Angel Pérez-Ruzafa y Concepción Marcos).

## *Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor*

- Ruiz et al. 2012. A model for temperature control of jellyfish (*Cotylorhiza tuberculata*) outbreaks: A causal analysis in a Mediterranean coastal lagoon. *Ecological Modelling*, 233 (2012), 59–69
- Salas Herrero, Fuensanta, 2002. Valoración y aplicabilidad de los índices e indicadores biológicos de contaminación orgánica en la gestión del medio marino. Tesis Doctoral. Facultad de Biología, Universidad de Murcia. (Directores: Dres. Ángel Pérez-Ruzafa y Concepción Marcos).
- Terrados, J. y Ros J. 1993. Limitación por nutrientes del crecimiento de *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson en sedimentos carbonatados en el Mar Menor, Murcia, SE de España. *Publicaciones Especiales del Instituto Español de Oceanografía*, 11, 9-14.
- Terrados, J. y Ros, J.D. 1992. Growth and primary production of *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson in a Mediterranean coastal lagoon: the Mar Menor (SE Spain). *Aquatic Botany*, 1, 63-74.
- Terrados, J., y Ros, J. D. 1991. Production dynamics in a macrophyte-dominated ecosystem: the Mar Menor coastal lagoon (SE Spain). *Homage to Ramon Margalef; or, why there is such pleasure in studying nature*, 10, 255-70.
- Traverso-Soto et al. 2015. Distribution of anionic and nonionic surfactants in a sewage-impacted Mediterranean coastal lagoon: inputs and seasonal variations. *Science of the Total Environment*, 503-504, 87-96.
- Tsakovski et al. 2009. N-way modelling of sediment monitoring data from Mar Menor lagoon, Spain. *Talanta*, 80(2), 935-941.
- Tsakovski et al. 2012. Relationship between heavy metal distribution in sediment samples and their ecotoxicity by the use of the Hasse diagram technique. *Analytica Chimica Acta*, 719, 16–23
- Velasco et al. 2006. Nutrient and particulate inputs into the Mar Menor lagoon (SE Spain) from an intensive agricultural watershed. *Water, Air, Soil Pollut.* 176, 37–56.
- Vergara Chen, Carlos Adrián, 2011. Diversidad genética, selección y procesos de adaptación en la fauna de la laguna costera del Mar Menor (SE de España). Tesis Doctoral. Facultad de Biología, Universidad de Murcia. (Directores: Dres. Ángel Pérez-Ruzafa, Concepción Marcos y Mercedes González-Wangüemert).

## 4. Cuenca Vertiente y Humedales Litorales

***Autores del Informe:***

Álvarez Rogel, José  
Esteve Selma, Miguel Ángel  
Faz Cano, Ángel  
Gómez Cerezo, Rosa  
León León, Víctor Manuel  
Martínez Fernández, Julia  
Martínez Sánchez, María José

***Compiladores del Informe:***

Esteve Selma, Miguel Ángel  
Martínez Fernández, Julia

***Miembros del Grupo de Trabajo "Cuenca Vertiente y Humedales Litorales":***

Álvarez Rogel, José (UPCT)  
Caravaca Rueda, Domingo Luís (DG Ordenación del Territorio – CARM)  
Esteve Selma, Miguel Ángel (UMU)  
Faz Cano, Ángel (UPCT)  
García Aróstegui, José Luis (IGME)  
Gómez Cerezo, Rosa (UMU)  
Gonzalez Barberá, Gonzalo (CEBAS-CSIC)  
León León, Víctor Manuel (IEO)  
Manovel García, José Luís (OISMA-CARM)  
Martínez Fernández, Julia (Fundación Nueva Cultura del Agua)  
Martínez Sánchez, María José (UMU)  
Suarez Guillén, María Amparo (DG Transportes, Costas y Puertos – CARM)  
Vicente García, José Ramón (DG Agua – CARM)

***Coordinador OISMA del Grupo de Trabajo***

Martínez Sánchez, José (Orthem)

## *Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor*

# **1- Estado ambiental de la cuenca vertiente. Evolución, estado actual y causas**

El Mar Menor es una zona crítica ambiental afectada, entre otros factores, por un clima árido-semiárido, lluvias torrenciales de gran intensidad, vegetación escasa, gestión del suelo inadecuada y cultivos intensivos. Existen diversos trabajos de revisión de los impactos en el Mar Menor y su entorno, que abarcan tanto aspectos del interior de la laguna como de las zonas circundantes (Véanse por ejemplo, los de Conesa y Jiménez-Cárceles, 2007 y Conesa y Schulin, 2010). A continuación se presentan sucintamente los procesos relativos a la cuenca.

Los núcleos urbanos e industriales en el entorno del Mar Menor constituyen una de las fuentes de contaminación a considerar. Puede consultarse la situación de ámbitos y sectores con especial potencial edificatorio incluidos en el Sistema de Información Urbana en la publicación "Sectorres Residenciales en España 2014", del Ministerio de Fomento (<https://www.fomento.gob.es/MFOM.CP.Web/detallepublicacion.aspx?idpub=BAW035>), el cual incluye a todos los municipios de la cuenca vertiente al Mar Menor excepto Los Alcázares. El desarrollo urbano-turístico ha dado lugar a un importante volumen de aguas residuales, parte del cual ha vertido a la laguna hasta fechas muy recientes, aportando contaminación orgánica y de nutrientes. Son necesarios estudios detallados y actualizados para caracterizar con precisión la evolución histórica y reciente y situación actual de las aguas residuales de las plantas depuradoras en relación con el grado de reutilización en usos agrarios y con su incidencia, así como el estado del saneamiento y la posible persistencia de algunas viviendas no conectadas a la red. En cualquier caso, cabe afirmar que, si bien en los últimos años las mejoras en saneamiento y depuración han reducido mucho los vertidos urbanos al Mar Menor, persisten algunos problemas ligados a deficiencias en las infraestructuras de depuración y redes de saneamiento, que se ponen de manifiesto en época estival y durante episodios de grandes lluvias, cuando la capacidad de las depuradoras queda superada o se generan roturas que ocasionan vertidos ocasionales.

La degradación física, química y biológica de los suelos de la cuenca (Martínez Sánchez y Pérez Sirvent, 2005, 2009; Mantilla, 2010) está contribuyendo a la erosión hídrica de los horizontes superficiales, arrastrando a la laguna sedimentos, nutrientes, plaguicidas, arsénico y metales pesados. Estos materiales (solubles y particulados) proceden mayoritariamente de suelos con escasa vegetación, cultivos intensivos, compactados, poco permeables. Entre las prácticas agrarias que favorecen la erosión figuran los grandes movimientos de tierra, la conversión de secanos a regadíos intensivos, prácticas de cultivo inadecuadas como el arado perpendicular a la pendiente facilitando las escorrentías hacia el Mar Menor, la compactación superficial y subsuperficial (suela de labor), la modificación o eliminación de ramblas y ramblizos, la eliminación de los bancales y de las franjas vegetales de contención de sedimentos, así como las insuficientes actuaciones de recuperación de antiguos cauces de ramblas y de la vegetación natural en la cuenca y los propios cauces.

En las zonas mineras abandonadas, que influyen en el arco sur del Mar Menor, la erosión hídrica es muy importante, no sólo en cárcavas y regueros, sino con desplazamiento en masa. El mayor riesgo se da en taludes cargados en estériles mineros, donde hay materiales desprovistos de vegetación, de textura muy fina, arcillo limosa, con alta carga contaminante en arsénico y metales pesados, solubles y particulados, que se dispersan, con el agua de lluvia por las ramblas, y pueden llegar al Mar Menor en lluvias torrenciales (Navarro Hervas, 2004; Navarro Hervas *et al.*, 2006; García Lorenzo, 2009; Martínez López, 2010). Un caso de aporte importante, tanto soluble como particulado, por su proximidad a la orilla del mar, es la balsa de vertidos directos de lodos mineros

## *Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor*

de Lo Poyo. En esta zona, existen áreas de pH ácido donde la solubilidad de los metales es elevada, lo que permite frecuentemente el aporte de metales solubles procedentes de las eflorescencias que aparecen por evaporación de las aguas de poro en los horizontes superiores (Martínez Sánchez y Pérez Sirvent, 2009b, 2014).

Una problemática especial es la erosión hídrica en suelos rojos (Xerosoles lúvicos- Luvisoles cálcicos). Estos suelos tienen horizontes argílicos Bt, muy arcillosos (con partículas de arcilla fina y muy fina menores de una micra), descarbonatados. Su composición mineralógica mayoritaria es de filosilicatos (silicatos laminares), y con muy abundantes geles de hierro, amorfos. Además han sufrido grandes transformaciones por movimiento de tierras, y dichos horizontes se encuentran incluso en superficie (Aoukour, 2002). Cuando las prácticas de cultivo son inadecuadas, se erosionan, como ha sucedido en las tormentas de los últimos años, 2015, 2016 y 2017, en la zona de Mar de Cristal, Los Nietos, Islas menores, Camping Caravanig, etc. Todo ello tiene una influencia decisiva en la degradación ambiental del Mar Menor en la última etapa, ya que influye en la turbidez y, por tanto, en el paso de luz al fondo marino e impide la fotosíntesis. (Martínez Sánchez *et al.* 2017 en ejecución).

Los principales procesos de degradación química de suelos de la cuenca vertiente que influyen en la contaminación del Mar Menor son salinización, alcalinización y contaminación por elementos potencialmente tóxicos, arsénico y metales pesados. Se ha llevado a cabo una monitorización en el Campo de Cartagena, comparando dos periodos de tiempo, 1993, 2003, con el fin de observar la velocidad de los procesos; según dichos resultados, por salinización, en numerosos puntos de muestreo se concentran sales solubles, como cloruros, sulfatos, nitratos y fosfatos de alcalinos y alcalinotérreos en los horizontes superficiales del suelo, susceptibles de ser arrastradas por las aguas de escorrentía al mar (Martínez Sánchez y Pérez Sirvent, 2005, 2009; Mantilla, W., 2010; Martínez Sánchez *et al.*, 2011), fundamentalmente fosfatos, que quedan ligados al suelo por diferentes mecanismos (adsorción, precipitación, co-precipitación), aunque también nitratos, que sin embargo no se acumulan en el suelo de forma significativa al ser lixiviados por su carga negativa, salvo en casos muy especiales en los que haya acúmulos de fertilizantes inorgánicos.

Las causas de estos procesos son varias. La sequía que padece toda la Región junto a la escasez de recursos hídricos para riego, ha llevado a utilizar aguas subterráneas de mala calidad. Su alta concentración en sales se debe, en parte, a factores hidrogeológicos intrínsecos de los acuíferos, además, a no haber suficiente recarga por la escasez de lluvias, y a la sobreexplotación de los pozos a lo largo del tiempo. En tiempos atrás, también se han utilizado para riego aguas de depuración muy mineralizadas, actualmente este tipo de aguas ha mejorado. La proliferación de desaladoras pequeñas ha mejorado la calidad del agua de riego, pero al no existir salmueroductos, la gestión de las salmueras es mala. Además en muchas ocasiones hay una gestión insuficiente de los drenajes, que salinizan las zonas colindantes, y vierten a ramblas que van al mar. En los suelos alcalinizados, la arcilla del suelo se satura en sodio de cambio, tiene lugar una hidrólisis alcalina, aumenta el pH por encima de 8,5. La arcilla se encuentra dispersa, el suelo se hace bastante impermeable y se compacta, aumentando el riesgo de erosión. Este proceso sucede en gran parte de los suelos rojos del arco sur de la laguna. Por otro lado, la escasez y el precio del agua, provoca que se riegue por goteo con menos cantidad de agua de la que sería necesaria en función del tipo de suelo, de la calidad del agua, para que no haya salinización y/o alcalinización. Por este motivo, en suelos muy arcillosos, suelos rojos, se ha producido alcalinización, lo que favorece el aporte de sedimentos a la laguna.

Otros de los materiales que han afectado negativamente a la laguna y sus humedales litorales son los residuos procedentes de las actividades mineras. La presencia de residuos mineros con elevado contenido en metales/oides (sobre todo Zn, Pb, Cd, Mn, Fe, Cu y As en el Mar Menor y su entorno, procedentes de los arrastres de la Sierra Minera de la Unión), es bien conocida desde

## *Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor*

hace décadas. Los metales pesados y el arsénico, solubles y particulados, influyen en el área del arco sur de la cuenca. Existe una contaminación primaria, secundaria y terciaria, en gradiente negativo desde la Sierra Minera, con valores muy por encima de los niveles genéricos de referencia del Campo de Cartagena (Martínez Sánchez y Pérez Sirvent, 2007; Pérez Sirvent *et al.*, 2009). Es de resaltar que los suelos rojos tienen alto contenido geogénico de metales pesados. Existe una atenuación de la contaminación hacia el Mar Menor, debido a la disminución de la solubilidad de los compuestos de arsénico y metales pesados, por sus reacciones con el carbonato cálcico de los suelos carbonatados de las zonas circundantes a dichas explotaciones mineras, además de con compuestos de hierro y otros. Dicha atenuación con carbonatos no tiene lugar en contacto con suelos rojos descarbonatados por lo que en estas zonas aumenta el riesgo de que lleguen metales pesados al mar Menor sin neutralizar. Estos contaminantes alcanzan la laguna con lluvias torrenciales (Navarro Hervás, 2004; Navarro Hervás *et al.*, 2006; García Lorenzo, 2009; Martínez López, S., 2010). En el arco sur, desde las proximidades de la rambla de Miranda hasta la rambla de Atamaría- la Carrasquilla, se ha llevado a cabo un amplio estudio geoquímico y de simulaciones de movilización de arsénico y metales pesados, en diferentes condiciones ambientales (con agua de lluvia, condiciones oxidantes, condiciones complejantes y reductoras, contacto con aguas ácidas, transferencia a las plantas (García Lorenzo *et al.*, 2012b, 2014a, 2014b, 2014c, 2016; Martínez López, S., 2009; Martínez López, S. *et al.* 2014; Martínez Sánchez *et al.*, 2012, 2013; Navarro Hervás *et al.*, 2006, 2012; Pérez Sirvent *et al.*, 2012, 2015).

En lo relativo a la problemática de los metales pesados y riesgos de movilización el grupo de investigación Gestión, Aprovechamiento y Recuperación de Suelos y Aguas (GARSA) de la UPCT lleva trabajando desde hace años en la rehabilitación de paisajes mineros mediante la creación de tecnosuelos (suelos artificiales), estrategia mediante la cual se consiguen inmovilizar metales (y por tanto reducir su toxicidad) y generar un suelo fértil que permite el desarrollo de la vegetación, reduciendo el impacto negativo ambiental y riesgos sobre la salud pública. El grupo GARSA ha llevado a cabo ensayos de laboratorio a pequeña escala, experiencias en campo en parcela a mediana escala, y ensayos en campo a gran escala de rehabilitación de depósitos de lodos de flotación. El objetivo siempre es el mismo, probar una estrategia, técnica y económicamente viable, mediante la cual se consiga minimizar los riesgos ambientales y de salud pública asociados a la presencia de residuos mineros. Estos residuos cargados en metales y en muchos casos con elevada acidez son transportados por escorrentía superficial y por el viento, afectando a zonas y poblaciones adyacentes y al Mar Menor como se mencionaba en el párrafo anterior. En consecuencia, para reducir los riesgos, es necesario limitar la transferencia de metales contaminantes, siendo una alternativa eficiente y económica la creación de tecnosuelos. Éstos favorecen la inmovilización de los metales, sobre todo Zn, Pb, Cd, Cu y As, que precipitan y ya no son movilizados por las aguas de lluvia ni absorbidos en grandes proporciones por microorganismos y vegetación. A su vez, la formación de suelos de calidad estructurados, que permiten el desarrollo de la vegetación, reduce las tasas de erosión, tanto hídrica como eólica, de manera que los metales quedan retenidos in situ formando un nuevo paisaje con vegetación con bajas tasas de transferencia de contaminantes a las zonas adyacentes. La creación de tecnosuelos se consigue mediante la adecuada selección de diferentes materiales de origen antrópico, en función de las características del residuo minero, que garanticen la inmovilización de los metales, el incremento de nutrientes y materia orgánica y la formación de agregados estables que aseguren la buena estructuración del suelo. En las experiencias llevadas a cabo en la Sierra Minera se han conseguido resultados satisfactorios con la aplicación de residuo de mármol, residuos de canteras de áridos, biocarbón, compost, estiércol o purín. Para asegurar el éxito de la rehabilitación, además de la creación de tecnosuelos se ha procedido a la aplicación de fitotecnologías como la fitoestabilización, que consiste en utilizar plantas autóctonas capaces de crecer en los tecnosuelos recién creados, y que favorecen a su vez la precipitación de metales en la rizosfera, la estimulación de comunidades microbianas edáficas que favorezcan la agregación y estabilización de la materia



## *Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor*

orgánica, y la acumulación de metales en la raíces sin que pasen a la parte aérea. La fitestabilización asistida con creación de tecnosuelos se ha aplicado a gran escala en depósitos de lodos de flotación con resultados exitosos en cuanto a inmovilización de nutrientes, incremento de la cobertura vegetal y la biodiversidad, y reducción de las tasas de erosión (Acosta *et al.*, 2011; Martínez *et al.*, 2011; Zornoza *et al.*, 2012; , Kabas *et al.*, 2012; Zornoza *et al.*, 2013; Zanuzzi *et al.*, 2013; Kabas *et al.*, 2014; Kabas *et al.*, 2015; Zornoza *et al.*, 2016a; Zornoza *et al.*, 2016b; Parra *et al.*, 2016), detallado en las patentes PCT/ES2015/070061, ES 2 450 090 B1 y ES 2 474 919.

En relación con los humedales litorales, los residuos mineros se localizan, fundamentalmente, en la Marina del Carmolí (arrastrados por la Rambla del Miedo), la Lengua de la Vaca (arrastrados por la Rambla de la Carrasquilla) y, sobre todo, el Saladar de Lo Poyo (arrastrados por las ramblas del Beal y Ponce) y las zonas aguas arriba de éste afectadas por los desbordamientos de las dos ramblas citadas. En estudios de campo se evaluaron las concentraciones de metales en suelos y plantas, y en sedimentos sumergidos y organismos bentónicos junto a las playas, en la Marina del Carmolí y el Saladar de Lo Poyo, haciendo hincapié en las relaciones entre la distribución de la vegetación y las condiciones de los suelos, la biodisponibilidad de los metales y los efectos de las plantas sobre dicha disponibilidad, y se hicieron recomendaciones para el manejo de estos ambientes (Álvarez-Rogel *et al.*, 2004; Conesa *et al.*, 2011, 2014; María-Cervantes *et al.*, 2009; Marín-Guirao *et al.*, 2005a, b y c). Todos estos estudios demostraron que una proporción de los metales se encuentran biodisponibles y están siendo asimilados por los organismos y por tanto existe un riesgo para la cadena trófica. Otras investigaciones llevadas a cabo (García Lorenzo, 2014 a, 2014c; Martínez López *et al.* 2014; Martínez Sánchez *et al.*, 2013) ponen de manifiesto la gran variabilidad existente en la bioaccesibilidad del arsénico y metales pesados por las plantas, por animales de vida silvestre, y por ingesta de las personas en función de la granulometría y la mineralogía de los sedimentos existentes, pasando de ser inertes a peligrosos. Es de resaltar la gran bioaccesibilidad oral que tienen los compuestos carbonatados de metales pesados, particularidad a tener en cuenta en las metodologías de recuperación de suelos contaminados. Por otra parte, es de destacar la presencia de As (III) junto a As(V) en las zonas de humedales contaminadas en mayor abundancia que en el resto de la cuenca vertiente (Martínez López, S., 2010).

Otros problemas que afectan al Mar Menor incluyen la construcción de playas artificiales en hábitats típicamente lacustres (mal llamadas regeneraciones de playas), la construcción de paseos marítimos, la pérdida de superficie de humedales litorales y la alteración de los cauces naturales (levantamiento de motas...) que limita cualquier proceso de autodepuración del sistema.

Si bien es necesario considerar los aportes procedentes de las actividades que se desarrollan en la propia laguna y su entorno inmediato (navegación, pesca, zonas de baño, etc.) o la contaminación vía aérea (por ejemplo con el transporte de polvo de las zonas con restos mineros), el problema que ha provocado la grave crisis actual de la laguna es la elevada entrada de nutrientes a la laguna procedentes de la cuenca. En el Campo de Cartagena se ha desarrollado una agricultura de regadío basada inicialmente en los recursos subterráneos, que tras la llegada del trasvase Tajo-Segura en 1979 aumentó de forma significativa. Trabajos realizados con teledetección han mostrado que sólo entre 1988 y 2009 el regadío de la cuenca pasó de unas 25.150 hectáreas a unas 60.700 hectáreas, un 141% más (Carreño, 2015). La transformación a regadío se ha reactivado en los últimos años, estimándose la existencia de entre 15.000 y 20.000 hectáreas de regadío al margen de las cifras oficiales.

Junto al trasvase Tajo-Segura, ha aumentado el uso de aguas subterráneas tras su previa desalobración. Tras la sequía de 1995, la puesta en marcha de plantas desalobradoras de aguas subterráneas inició el vertido de salmueras con altas concentraciones de nutrientes. Muy

## *Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor*

recientemente se han añadido también algunos recursos procedentes de la desalación marina (García Aróstegui *et al.*, 2016). Esta significativa expansión del regadío ha incrementado de forma muy notable los flujos hídricos y de nutrientes que alcanzan la laguna y sus humedales litorales a través del conjunto de flujos superficiales, subsuperficiales y subterráneos (Martínez-Fernández *et al.*, 2005; Velasco *et al.*, 2006; Carreño *et al.*, 2008; Esteve *et al.*, 2008; Martínez-Fernández *et al.*, 2014; Esteve *et al.*, 2016). El incremento de estos flujos se ha visto confirmado por el ascenso en los niveles piezométricos de la unidad hidrogeológica del Campo de Cartagena (Rodríguez Estrella, 2009; Aragon *et al.*, 2009), así como por el aumento del nivel freático, los periodos de inundación y la humedad edáfica en los humedales del Mar Menor (Álvarez-Rogel *et al.*, 2007b). Junto a un aumento de las aportaciones hídricas, el aumento del sellado del suelo en zonas urbanizadas y la compactación del suelo por prácticas agrícolas inadecuadas están aumentando la cuantía y velocidad de las escorrentías.

Un flujo especialmente relevante es el de la entrada directa a la laguna durante los episodios de lluvias intensas, como el ocurrido en diciembre de 2016, cuando gran parte de la contaminación agraria acumulada en la cuenca, junto a una carga elevada de sedimentos, es arrastrada y entra directamente a la laguna con los grandes caudales de avenida. Los resultados obtenidos con modelos de simulación (Martínez-Fernández *et al.*, 2014; Esteve *et al.*, 2016), apuntan a la gran importancia de los episodios de avenida en la entrada total hiperanual de nutrientes al Mar Menor. Estos resultados concuerdan con los estudios de entrada de pesticidas a la laguna, que muestran que más del 70% de la entrada total de pesticidas al Mar Menor se produce durante los episodios de riadas (Moreno González *et al.*, 2013; León *et al.*, 2016). Otros estudios señalan igualmente el gran protagonismo de los episodios de avenidas y lluvias intensas y su efecto de lavado general de la cuenca sobre la exportación total de nutrientes (David *et al.*, 1997; Xue *et al.*, 1998).

Los drenajes agrarios aportan a las ramblas y otros flujos contenidos elevados de nitratos, fosfatos y plaguicidas procedentes de los cultivos. Se han identificado elevados contenidos de nitratos y de nitrógeno por fertilización orgánica, así como patrones estacionales de amonio y fosfatos (presentes sobre todo en primavera y verano) en función de los cultivos (Tovar, 2009). Se han detectado concentraciones de nitrato que ya en 1997 alcanzaban los 62 mg/l en la rambla del Albuñón, los 85 mg/l en las salmueras (efluentes de plantas desaladoras) y los 160 mg/l en algunos canales de drenaje (Martínez Fernández y Esteve Selma, 2003). La contaminación agraria ha alcanzado también las aguas subterráneas, que presentan en el acuífero Cuaternario valores en el entorno de los 100 mg/l de nitrato en áreas próximas a la laguna y puntos con picos que superan los 250 mg/l (Perez Ruzafa & Aragon, 2003).

El estado general de la cuenca y los distintos compartimentos y flujos hídricos y en especial los elevados contenidos en nitratos, condujeron a la declaración en 2001 del Campo de Cartagena como Zona Vulnerable a la Contaminación por Nitratos, en aplicación de la Directiva 91/676/CEE, si bien dicha declaración no ha logrado contener y reducir la elevada contaminación agraria de la cuenca y sus impactos sobre el Mar Menor y humedales asociados.

En síntesis, el desarrollo urbano-turístico, las actividades mineras y la gran expansión de la actividad agraria en la cuenca del Mar Menor, con un aumento del regadío entre 1988 y 2009 de más de un 140%, han supuesto un considerable incremento de las presiones sobre la laguna, específicamente de los flujos de contaminación por vía superficial, subsuperficial y subterránea. Junto a la contaminación por residuos mineros, que generan arrastres de metales pesados, los principales flujos de contaminación proceden actualmente de la actividad agraria intensiva de la cuenca, que da lugar a la entrada de plaguicidas, de materiales de suelos fácilmente erosionables procedentes de suelos desnudos y zonas de cultivo que incrementan los fenómenos de turbidez del agua en la laguna y de la entrada de grandes cantidades de nutrientes (nitrógeno y fósforo) y sedimentos.

## *Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor*

### **2.- Impactos de la cuenca sobre la laguna**

Si bien la laguna recibe de forma natural aportes de sustancias solubles y particuladas por escorrentías superficiales de los suelos de las zonas topográficamente más elevadas de su cuenca vertiente, así como aguas subsuperficiales y subterráneas del Campo de Cartagena, desde hace unos años dichos aportes han aumentado significativamente, afectando a su estado ecológico. La cuantificación de las descargas anuales de nutrientes a través de los distintos flujos resulta complejo. Diversos estudios en relación con las descargas anuales de nutrientes de la Rambla del Albujón y la Rambla de Miranda ofrecen un rango amplio en cuanto a las estimas de contenidos totales de N y P (García-Pintado *et al.*, 2007; González-Alcaraz *et al.*, 2012a; Velasco *et al.*, 2006) y muestran la necesidad de disponer de información detallada que permita la cuantificación en periodos interanuales largos tanto del caudal base como de los picos de avenidas.

A partir de un modelo de simulación dinámica sobre los cambios de uso y sus efectos en los flujos de nutrientes en la cuenca del Mar Menor (Martínez-Fernández *et al.*, 2007, 2013, 2014; Esteve *et al.*, 2016), se han estimado los valores de entrada total de nitrógeno y fósforo a la laguna procedente de la cuenca. Estos valores se sitúan en un valor medio interanual en torno a unas 1.000 toneladas anuales en el periodo 2000-2005, con grandes fluctuaciones entre 700 y 1.600 toneladas anuales y en torno a unas 240 toneladas anuales de fósforo. De acuerdo a las estimaciones del modelo, la contribución de los vertidos urbanos representa entre el 10 y el 15% de la entrada total de nutrientes a la laguna. Estos resultados concuerdan con otros muchos estudios, que coinciden en señalar que en cuencas con agricultura intensiva la mayor parte de los nutrientes tienen un origen difuso procedente de los usos agrarios (Jordan *et al.*, 1997, Kronvang, 1999; Meissner *et al.*, 2002; Lacroix *et al.*, 2005). Igualmente se ha señalado, en relación con la eutrofización de zonas costeras, que la principal fuente de nutrientes en las zonas afectadas, incluyendo aguas costeras, es la agricultura (Boesch & Brinsfield, 2000, Canton *et al.*, 2012). En el caso de la actual crisis eutrófica del Mar Menor, todas las evidencias apuntan a que de forma similar a otros muchos casos de cuencas agrarias intensivas descritos en la literatura científica internacional, la excesiva entrada de nutrientes procedentes de la actividad agraria de la cuenca es la principal responsable de la crisis eutrófica actual del Mar Menor.

Respecto a los coeficientes de exportación de nutrientes por hectárea, de acuerdo a las estimas del modelo señalado los valores de entrada total al Mar Menor se corresponden con una media interanual en torno a 8 kg N ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>, con fluctuaciones entre 6 y 13 kg N ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>. Estos valores se encuentran en rangos similares a los obtenidos en otras muchas cuencas agrarias (Mattikalli y Richards, 1996; David *et al.*, 1997; Jordan *et al.*, 1997). Las aportaciones netas específicas por hectárea de regadío, considerando la superficie de regadío en la cuenca del Mar Menor en el periodo señalado 2000-2005, se sitúan en un promedio interanual en torno a los 18 kg N ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>, con fluctuaciones entre los 13 y los 29 kg N ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>. Estos valores de exportación neta desde usos agrarios son también similares a los encontrados en otros casos de estudio de cuencas con agricultura intensiva. Así, la agricultura es la principal fuente de nitrógeno en la laguna costera de Arcachon, Francia, con una exportación neta de 28,5 kg N ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> (Canton *et al.*, 2012), mientras que una amplia revisión de la literatura científica, de más de 40 casos de estudio en climas templados, señala rangos entre 15 y 70 kg N ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> de lixiviación y transporte de nitrógeno en llanuras con usos agrarios intensivos (Pärn *et al.*, 2012).

Por otra parte, los valores de entrada de nitrógeno estimados con el modelo dinámico son coherentes con los datos empíricos de concentración de nitrógeno de los principales flujos de la cuenca, los cuales se sitúan entre 28 y 60 mg/l de nitrógeno inorgánico disuelto (Lloret *et al.*, 2005; Velasco *et al.*, 2006; García Pintado *et al.*, 2009; Serrano y Sironi, 2009; Álvarez Rogel *et al.*,

## *Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor*

2009) y con la estima de entrada media anual de agua a la laguna, que sobre la base del trabajo de Senent Alonso *et al.*, (2009), puede estimarse entre 37 y 45 Hm<sup>3</sup>/año. Estos datos de concentración de nitrógeno y las estimas de descarga anual media de agua al Mar Menor conjuntamente aportan una estima de entrada anual media de nitrógeno a la laguna situada entre 1.000 y 1.300 toneladas anuales, rango similar al obtenido con el modelo dinámico.

Por el Grupo de Contaminación de Suelos de la UMU se monitorizaron 34 estaciones de muestreo de las aguas superficiales de fuentes desconocidas, de las vías de dispersión preferentes, y su llegada de contaminantes al Mar Menor (ramblas, ramblizos, canales naturales, canales de drenaje artificiales y vertidos directos en la orilla del mar), durante 2 años, con toma de muestras bimensual (300 muestras) en las distintas vías de dispersión, y se ha desarrollado una metodología geoquímica y con isótopos estables para la identificación de las fuentes contaminantes (Tovar, 2009). Se pone de manifiesto que las aguas que circulaban tienen alta mineralización, el 75% tienen alta concentración de nitratos por fertilización inorgánica en unos puntos y orgánica en otros, con una gran variabilidad; tanto amonio como fosfatos están presentes solamente en primavera y verano en función de los cultivos. Las fuentes contaminantes son múltiples.

Cuando llegan las aguas de escorrentía cargadas de sedimentos de diferente granulometría al Mar Menor, los sedimentos que aportan tienen distinto comportamiento según sea su naturaleza, con una clara diferencia entre el arco norte y arco sur. Donde existe influencia minera, o sea desde los humedales de la rambla de Miranda, rambla del Miedo, rambla del Beal, Ponce hasta la zona de la rambla de la Carrasquilla, existe la posibilidad de que llegue escasa concentración de metales pesados solubles por la rambla, que precipitan rápidamente y se insolubilizan dado el alto pH del agua del mar y sedimentos calizos circundantes, si bien se pueden formar algunos complejos con el cloro. Pero, en la zona de la balsa de lodos mineros de Lo Poyo, el riesgo de metales solubles es más alto.

En el arco sur, dada la proximidad de los suelos rojos a la línea de costa, y de los tipos de prácticas de cultivo que existen en la actualidad (anteriormente eran cultivos de secano), con las grandes escorrentías, hay un gran aporte de partículas finas al mar. En la playa quedan la arena y el limo. La arcilla floccula en parte al entrar en un medio fuertemente iónico, como es el agua salada del mar, pero la arcilla más fina queda suspendida en el agua de la laguna, en forma de nanopartículas de filosilicatos y geles amorfos (partículas menores de 0,1 micra), que contribuyen de manera muy importante a la turbidez permanente que está sufriendo el Mar Menor desde el año 2016, investigación actual en marcha por el Grupo de Contaminación de suelos de la UMU (Martínez Sánchez *et al.*, 2016 en redacción). Dichas nanopartículas tienen gran dificultad de floculación, dada su forma laminar, su baja densidad, y se trata de coloides con muy poca carga, un potencial Z del orden de -0,1mv.

Recientemente se han iniciado los ensayos preliminares de movilización de metales pesados de los sedimentos de la laguna y su paso a la columna de agua (Grupo de contaminación de suelos de la UMU-Consejería de Agua, Agricultura y Medio Ambiente, y en colaboración con el Grupo de Ecología)

La laguna está afectada igualmente por flujos de contaminantes orgánicos regulados y emergentes, habiéndose detectado la entrada de unos 70 contaminantes orgánicos a través de la rambla del Albuñón (Moreno González *et al.*, 2013). Se ha estimado una entrada al Mar Menor de unos 18 kg anuales de pesticidas procedentes de la agricultura y de unos 11 kg anuales de fármacos procedentes de los vertidos urbanos y otras fuentes antrópicas (León *et al.*, 2016).

En definitiva, las estimas de exportación de nutrientes de la cuenca del Mar Menor apuntan a un origen mayoritariamente agrario, como ocurre en otras muchas cuencas con usos agrarios

## *Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor*

intensivos. Los valores estimados de exportación de nutrientes son similares a los encontrados en múltiples casos descritos a nivel internacional en cuencas agrarias intensivas. Destaca el papel de las lluvias intensas y episodios de avenidas en los valores hiperanuales de entrada total de nutrientes y otros contaminantes (plaguicidas, metales pesados) a la laguna. Las nanopartículas de arcilla suspendidas en la columna de agua tienen especial colaboración en la turbidez, y los sedimentos más gruesos (arenas y limos) en los fangos y en la colmatación de sedimentos. Al igual que en otros muchos casos de estudio descritos en la literatura científica internacional, este elevado flujo de nutrientes de origen agrario es uno de los principales responsables de los procesos de eutrofización de los ecosistemas acuáticos afectados, incluyendo lagunas costeras como el Mar Menor.

### **3- Papel de los humedales litorales en la dinámica de los nutrientes, afecciones a los hábitats y biodiversidad y sobre las aves acuáticas del Mar Menor**

Los humedales litorales asociados al Mar Menor han sido caracterizados como criptohumedales litorales (Vidal – Abarca *et al.*, 2003). En su ribera interna se incluyen el Saladar de Lo Poyo, la Marina del Carmolí y Playa de la Hita. Siguiendo la tipología de la Directiva Hábitats (92/43/CEE), la unidad estepa salina está compuesta en un 95% por el hábitat 1510 “Estepas salinas mediterráneas (*Limnietalia*)”, de interés prioritario. La unidad de saladar se compone en su mayoría por el hábitat 1420 (Matorrales halófilos mediterráneos y termoatlánticos, *Sarcocornetea fruticosi*), de interés comunitario. Finalmente la tercera comunidad está compuesta por el carrizal (*Phragmites australis*), no incluido en dicha Directiva. Los humedales situados en ambientes áridos los cuales, como en el Mar Menor, suelen presentar condiciones hipersalinas y escasas láminas de agua (criptohumedales). Estas características por un lado son muy vulnerables a los cambios hidrológicos y por otro dan lugar a una biodiversidad singular y considerada como rara en el contexto europeo. Los valores de la laguna del Mar Menor y sus humedales asociados quedan refrendados por los estatus de protección existentes en la zona: Parque Regional de San Pedro del Pinatar, Paisaje Protegido de los Espacios Abiertos e Islas del Mar Menor, declaración del Mar Menor y humedales asociados como ZEPA (Zona de Especial Protección para las Aves) y LIC (Lugar de Importancia Comunitaria), declaración del Mar Menor y su entorno como área Ramsar (Humedal de Importancia Internacional del Convenio Ramsar) y zona ZEPIM (Zona Especialmente Protegida de Importancia para el Mediterráneo).

Diversos trabajos científicos han abordado el estudio de los humedales litorales del Mar Menor en relación con la caracterización ecológica, dinámica de sus hábitats naturales y biodiversidad asociada (Vidal-Abarca *et al.*, 1998; Vidal-Abarca, 2003; Carreño *et al.*, 2008; Esteve *et al.*, 2008; Pardo *et al.*, 2008; Robledano *et al.*, 2010); así como en relación con las características del suelo y la cubierta vegetal y sobre las relaciones entre el sistema suelo-agua y la distribución de la vegetación (Álvarez-Rogel *et al.*, 1997, 2000, 2001, 2006, 2007a). Estos trabajos han permitido identificar especies bioindicadoras de las condiciones de salinidad, humedad, encharcamiento y anoxia de los suelos, que pueden utilizarse para monitorizar los impactos que sufren los humedales (Álvarez-Rogel *et al.*, 2007b) y relacionar los cambios en los hábitats de los humedales con la alteración de la condición hidrológica a escala del humedal y de la cuenca del mismo (Martínez-López *et al.*, 2015, 2016).

Se dispone de muestreos y análisis de las aguas de las ramblas del Albuñón, Miranda, El Miedo y otros cauces, así como muestreos en el interior de los humedales, realizados entre los años 2001 y 2010 (Álvarez-Rogel *et al.*, 2006, 2007a; García-Pintado *et al.*, 2007; González-Alcaraz *et al.*,

## *Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor*

2012a; Jiménez-Cárceles *et al.*, 2006, Jiménez-Cárceles y Álvarez-Rogel, 2008; Ruíz y Velasco, 2009; Velasco *et al.*, 2006), complementados con trabajos experimentales recientes que han ayudado a comprender el papel de la vegetación en las condiciones del suelo y los mecanismos de depuración de las aguas eutrofizadas (Álvarez-Rogel *et al.*, 2016b; Tercero *et al.*, 2015, 2016) incluso en suelos con muy elevadas concentraciones de metales debido a la presencia de residuos mineros (González-Alcaraz *et al.*, 2011c, 2012b, 2013a). Estos trabajos demostraron la alta carga de N y P de las aguas de los cauces, por encima de los umbrales permitidos por diversas legislaciones para declarar un agua eutrofizada. Se observaron diferentes patrones estacionales de concentración de ambos nutrientes lo que, junto a su contenido en otros componentes, permitió relacionarlos con las actividades del entorno. Los efluentes que se atribuyeron a fuentes agrícolas estaban enriquecidos fundamentalmente en nitratos (con máximos en otoño y primavera, periodos de máxima actividad en los cultivos de la zona), mientras que los atribuidos a efluentes urbanos estaban enriquecidos en amonio, fosfato y carbono orgánico soluble (con máximos en verano, cuando la afluencia turística es más elevada). Con respecto a la presencia de nitratos de origen agrícola, se ha probado ampliamente que han existido vertidos directos procedentes de desalobradoras. Además, los humedales reciben la descarga de otros flujos hídricos con contenidos elevados de nutrientes derivados de la contaminación agraria, incluyendo diversas ramblas (como el Albuñón, Miranda y Miedo), así como flujos subsuperficiales y las aguas de avenida durante los episodios de lluvias intensas (Martínez Fernández *et al.*, 2014; Esteve *et al.*, 2016).

Estudios de campo y experimentales en la Marina del Carmolí han demostrado que dicho humedal actúa como filtro verde depurando las aguas que fluyen a través suyo, retirando nitrógeno del sistema a través, fundamentalmente, de la desnitrificación, e inmovilizando el fósforo en los suelos, fundamentalmente precipitándolo o co-precipitándolo en compuestos de calcio/magnesio (Álvarez-Rogel *et al.*, 2006; Jiménez-Cárceles *et al.*, 2006, Jiménez-Cárceles y Álvarez-Rogel, 2008; Álvarez-Rogel *et al.*, 2016b; Tercero *et al.*, 2016). Se demostró también que los carrizales no tienen un papel especialmente relevante en la retirada de nitratos ni fósforo, pero actúan como importantes sumideros para el secuestro de carbono (González-Alcaraz *et al.*, 2012a). No obstante, en suelos con alto contenido en metales la presencia de rizosfera vegetal es clave para generar un ambiente propicio que permita a los microorganismos llevar a cabo la desnitrificación (González-Alcaraz *et al.*, 2011c, 2012b, 2013a). Por otro lado, trabajos realizados en el cauce de la Rambla del Albuñón demostraron que la presencia de carrizo favorece la depuración del agua que fluye por dicho cauce al disminuir la velocidad del flujo y facilitar el contacto agua-sedimento, y por tanto el adecuado manejo de esta especie puede reducir los impactos sobre la laguna (Ruíz y Velasco, 2009).

Si bien ha quedado demostrado el importante papel de los humedales para proteger en Mar Menor de la eutrofización, también se ha puesto en evidencia la degradación que sufren estos humedales a consecuencia del incremento general de los flujos hídricos que les afectan, tanto indirectos como directos, (Álvarez-Rogel *et al.*, 2007b; Carreño *et al.*, 2008, Carreño, 2015.), incremento derivado sobre todo de la puesta en regadío de la cuenca del Mar Menor. Este impacto está causado no tanto por los elevados contenidos de nutrientes de las aguas (recordemos que el N se elimina por desnitrificación y el P queda inmovilizado en el suelo o sedimento) sino por la entrada de grandes volúmenes de aguas relativamente poco salinas, lo que provoca un aumento de la humedad de los suelos y una disminución de su salinidad. Este fenómeno hace que se homogenicen las condiciones del suelo y suavicen los gradientes espacio temporales de salinidad y humedad, lo que favorece una expansión muy acentuada de la vegetación con menos restricciones a la alta salinidad como carrizales y juncales, a costa de los almarjales. El resultado es un incremento de cobertura y biomasa vegetal a costa de una menor biodiversidad y una reducción de espacios abiertos y, por tanto, de la variedad de nichos que albergan hábitats singulares, especialmente los

## *Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor*

de carácter estepario.

Estudios con teledetección del periodo 1984-2009 (Carreño *et al.*, 2008; Carreño, 2015) muestran que a lo largo de dicho periodo la superficie de estepa salina, de interés prioritario, se ha reducido a menos de la mitad (de 243 a 100 ha), mientras que la superficie de saladar, de interés comunitario, se ha duplicado (de 69 a 142 ha) y finalmente la de carrizal, sin interés desde el punto de vista de la Directiva, se ha multiplicado por más de cinco (de 29 a 165 ha). Todos estos cambios están correlacionados en el tiempo positivamente con el incremento del regadío en la cuenca con un retraso de cinco años (Carreño *et al.*, 2008; Carreño 2015) y negativamente con la distancia del regadío al humedal (Martínez López *et al.*, 2014; Martínez López *et al.*, 2015) La pérdida neta de estepa salina es muy importante, ya que es el hábitat con el mayor interés desde el punto de vista de la Directiva. Además, la estepa salina es un hábitat con una superficie total en España de sólo 12.976 hectáreas, de las cuales no más del 37% presenta un buen estado de conservación (Esteve y Calvo, 2000). La aplicación de un índice que valora el interés de las comunidades desde el punto de vista de la Directiva Hábitat, evidencia que los cambios han supuesto una reducción global del 48% en el interés de la vegetación de los humedales desde la perspectiva de la Directiva Hábitat entre 1984 y 2009 (Carreño *et al.*, 2008), derivado del incremento en los flujos hídricos que afectan a los mismos.

Los cambios han afectado también a la comunidad de aves paseriformes esteparias en la Marina del Carmolí (Robledano *et al.*, 2010). La reducción progresiva de la estepa salina inducida por el incremento de los flujos hídricos a la Marina del Carmolí ha conducido a un declive de la familia *Alaudidae*, estrechamente ligada al hábitat estepario. Esto representa una pérdida de valor desde el punto de vista de la Directiva Aves, como evidencia el marcado declive del índice basado en dicha Directiva. Este declive resulta preocupante, dado que los valores naturalísticos asociados a la familia *Alaudidae* son los que justamente sustentan la designación de la Marina del Carmolí como ZEPA. Las alteraciones hidrológicas provocadas por el incremento del regadío en la cuenca del Mar Menor se manifiesta en cambios en otras comunidades biológicas de los humedales litorales, como la de coleópteros errantes (Pardo *et al.*, 2008). Los cambios en la Marina del Carmolí inducidos por el incremento de los flujos hídricos ha sido considerado por los servicios de divulgación científica de la Comisión Europea un ejemplo emblemático de los impactos de la agricultura sobre los humedales y su conservación (*Science for Environment Policy*, 2010).

En relación con las comunidades de aves acuáticas del Mar Menor, el incremento de nutrientes y su incorporación a las cadenas tróficas se asocia con una sucesión en la comunidad de aves lagunares, con una fase inicial de diversificación de la comunidad (coherente con la respuesta esperable a fenómenos de enriquecimiento en medios oligotróficos), hasta alcanzar un máximo, pero a largo plazo se produce una simplificación y banalización de la comunidad de aves (Robledano *et al.* 2011, Farinos *et al.*, 2016). En las últimas fases son evidentes las tendencias negativas, hasta desaparecer en algún caso, tanto de las especies que han protagonizado las etapas intermedias como de otras genuinas del ambiente hipersalino y oligotrófico original (caso de la serreta mediana). Otras especies como el cormorán grande y el zampullín cuellinegro muestran tendencias demográficas favorables y acaban dominando la comunidad, interpretándose esto en parte como una respuesta a la eutrofización local. Estos cambios están correlacionados con el incremento de la entrada estimada de nutrientes de la cuenca con un retraso de dos años (Robledano *et al.*, 2011).

El interés que suscitan estos aspectos queda demostrado por la financiación recibida desde hace años a nivel regional y nacional por los grupos de investigación que trabajan en la zona (por ejemplo, el grupo Edafología Ambiental, Química y Tecnología Agrícola de la ETSIA-UPCT).

En definitiva, los estudios disponibles y el seguimiento a largo plazo de los humedales litorales y

## *Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor*

sus hábitats y de distintas comunidades biológicas, demuestran, por un lado, la gran capacidad de los humedales para retener y eliminar los nutrientes contenidos en los flujos que los atraviesan y, por otro, la existencia de alteraciones importantes derivadas del incremento de los flujos hídricos y de nutrientes derivado de la expansión del regadío. Estas alteraciones conllevan efectos negativos sobre el valor naturalístico de ciertas comunidades y componentes de la biodiversidad (como las comunidades vegetales, aves esteparias y aves acuáticas, entre otras) especialmente preocupantes en el caso de las implicadas en el otorgamiento de distintos estatus de protección para el Mar Menor y sus humedales (como las comunidades incluidas en la Directiva Hábitat y las aves esteparias).

### **4- Directrices para la prevención y minimización de las presiones. Sugerencias y medidas cautelares**

La conservación del Mar Menor y sus humedales litorales, como en el caso de otros sistemas lagunares, requiere de la planificación y gestión integrada y sostenible de la cuenca. Se necesitan actuaciones urgentes en la cuenca y en el Mar Menor, siendo muy urgente la minimización de la entrada a la laguna de nutrientes y otros contaminantes (metales pesados y pesticidas), así como del aporte de sedimentos, a través de todos los flujos superficiales y subterráneos, tanto de carácter difuso (cada una de las ramblas, arrastres durante las avenidas, flujos subsuperficiales y flujos subterráneos) como de carácter localizado (salmueroductos, canales de drenaje y vertidos puntuales de aguas residuales). Esta necesidad se refuerza además por la declaración de la cuenca del Mar Menor como Zona Vulnerable a la Contaminación por Nitratos, la declaración de la laguna como Área Sensible en aplicación de la Directiva de Aguas Residuales Urbanas (91/271 ECC) y de la aplicación de la Directiva Marco del Agua (2000/60 EC), que obliga a alcanzar y mantener el Buen Estado de todas las masas de agua.

Estudios específicos dirigidos a valorar las preferencias de los distintos actores sociales y la aceptabilidad social de las posibles medidas, muestran la disposición de los ciudadanos a pagar por la mejora del Mar Menor en la medida en que los beneficios sociales de dicha mejora superan los costes de las medidas (Perni *et al.*, 2011; Martínez Paz *et al.*, 2013). Igualmente los estudios evidencian el apoyo de los distintos actores a las medidas de recuperación ambiental en la cuenca, como la rehabilitación de la rambla del Albuñón (Perni y Martínez Paz, 2013).

Es necesaria la coordinación de todas las administraciones, la implicación del sector agrario y la participación ciudadana de los diferentes actores sociales, con el fin de plantear una estrategia verdaderamente integrada que aplique de forma simultánea diversas medidas a varios niveles espaciales, desde la escala de parcela agraria a la escala del conjunto de la cuenca. Es necesaria la coordinación de todas las administraciones, la implicación del sector agrario y la participación ciudadana de los diferentes actores sociales, con el fin de plantear una estrategia verdaderamente integrada que aplique de forma simultánea diversas medidas a varios niveles espaciales, desde la escala de parcela agraria a la escala del conjunto de la cuenca. Resulta de especial importancia que aquellas medidas que deban ser aplicadas por los agricultores se implementen mediante procesos de coinnovación, entendido como tal un mecanismo de creación de innovación que no sigue el modelo de arriba-abajo en el cuál los científicos proponen las medidas, los agentes de extensión agraria las transfieren y los agricultores las aplican. En los procesos de coinnovación los agricultores participan activamente en el diseño y aplicación de las medidas dándose una participación similar a los científicos, extensionistas y agricultores así como a sus respectivos conocimientos.

Estas medidas son las siguientes: i) Contención y reordenación de la superficie de regadío en la



## *Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor*

cuenca del Mar Menor; ii) Reducción en origen de la contaminación agraria, en correspondencia con la declaración del Campo de Cartagena como Zona Vulnerable a la Contaminación por Nitratos; iii) Aplicación de medidas basadas en la naturaleza (*nature-based solutions*) en el conjunto de la cuenca para el control, entre otros, de los flujos de nutrientes y la pérdida de suelo; v) Recuperación de superficies de humedal natural en las proximidades de la laguna y v) Puesta en marcha de medidas para mitigar la contaminación por residuos mineros.

### ***4.1. Contención y reordenación de la superficie de regadío en la cuenca del Mar Menor***

Es necesario contener y reordenar la superficie de regadío en la cuenca del Mar Menor. Igualmente es necesario reordenar las extracciones de agua subterránea, las plantas de desalabración y la generación y punto de vertido de las salmueras.

### ***4.2. Reducción en origen de la contaminación agraria, en correspondencia con la declaración del Campo de Cartagena como Zona Vulnerable a la Contaminación por Nitratos***

Para reducir la contaminación agraria en origen cabe aplicar una amplia batería de medidas, incluyendo correcciones en la aplicación de fertilizantes nitrogenados y fosforados; gestión de purines; promover la reconversión a la agricultura ecológica; el cultivo en fajas y otras medidas de conservación del suelo que minimicen la erosión. Es imprescindible actuar en la zona del arco sur, con acciones para frenar la erosión de los suelos rojos, recuperar el funcionamiento hidrológico adecuado y cambiar las prácticas de cultivo, valorando incluso la necesidad de cambiar el uso actual, si se quiere reducir sus efectos de incremento de la turbidez en la laguna.

Los proyectos de investigación y tesis doctorales del grupo de investigación GARSA muestran el interés de Europa por replantear el modelo de agricultura intensiva y de monocultivo y por implantar la diversificación de cultivos a escala de parcela agrícola, así como impulsar prácticas agrarias sostenibles que entre otros beneficios pueden reducir la lixiviación de nutrientes, como el riego deficitario; la rotación de cultivos de la Agricultura de Conservación, que facilita el manejo de los residuos y mejora los ciclos nutrientes o una reutilización adecuada de restos de cosecha como enmienda orgánica (Moreno-Cornejo *et al.*, 2013, 2014, 2015). Asimismo, los proyectos/contratos desarrollados con empresas del sector agrícola por parte del Grupo de Investigación Edafología Ambiental, Química y Tecnología Agrícola de la ETSIA-UPCT demuestran el interés del sector por buscar nuevos cultivos y alternativas de manejo que minimicen los impactos, sin merma de los beneficios económicos/sociales, por medio de una agricultura tecnificada que optimice el uso del agua y fertilizantes. Se ha preconizado la reducción de la fertilización mineral y mayor uso de enmiendas orgánicas, no obstante, trabajos experimentales han demostrado que los aportes excesivos de estiércol pueden acarrear importantes lixiviaciones de nitratos (Fernández *et al.*, 2012).

Igualmente es necesario incorporar en las desalabradoras el pretratamiento de las salmueras (por ejemplo con pequeños filtros verdes) de forma previa al vertido, evitando su gestión inadecuada, (como inyección en profundidad). Otra medida que se propone es que los invernaderos adopten sistemas de ciclo cerrado en relación con los drenajes agrarios (ya obligatorios en otros países).

## *Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor*

### ***4.3. Aplicación de medidas basadas en la naturaleza (nature-based solutions) en el conjunto de la cuenca***

Una de las soluciones más efectivas para minimizar la contaminación difusa en cuencas agrarias es aplicar la amplia y experimentada batería existente de medidas basadas en la naturaleza (*nature-based solutions*, consúltese un catálogo de las mismas en [www.nwrm.eu](http://www.nwrm.eu)), para reducir los flujos de contaminación agraria en el conjunto de la cuenca. Estas medidas incluyen el establecimiento dentro de la matriz agraria de setos con vegetación natural, que además de retener nutrientes reducen la erosión hídrica; la recuperación de la red hidrográfica desaparecida por los usos agrarios; la revegetación de dicha red hidrográfica y la creación de pequeños cuerpos de agua con vegetación natural. Estas medidas actúan como áreas-tampón y trampas de retención de nutrientes y otros contaminantes a lo largo de toda la cuenca, además de mitigar las pérdidas de suelo.

Como se evidencia en la literatura científica, la reconfiguración de los paisajes agrarios, incorporando humedales, vegetación ligada a los sistemas de drenaje y la recuperación de manchas de vegetación natural en conexión con los flujos hídricos, es clave para mantener y mejorar la capacidad de las cuencas y llanuras fluviales a la hora de reducir los flujos de contaminación (Boesch & Brinsfield, 2000; Comín *et al.*, en prensa). Estos componentes (humedales, pequeños cuerpos de agua, vegetación asociada a ramblas y redes de drenaje) pueden tener una capacidad de retención de nutrientes que una revisión de once casos de estudio sitúa entre el 66 y el 89% (Pärn *et al.*, 2012).

### ***4.4. Recuperación de superficies de humedal natural en las proximidades de la laguna***

En las proximidades de la laguna, se propone llevar a cabo actuaciones de recuperación de superficies de humedal, reforzando su capacidad de retención de nutrientes, a la vez que se mantienen sus valores naturalísticos y de conservación de la biodiversidad. Los datos disponibles de los humedales litorales del Mar Menor (Vidal-Abarca *et al.*, 1998; Álvarez Rogel *et al.*, 2006; Jiménez-Cárceles *et al.*, 2006, Jiménez-Cárceles y Álvarez-Rogel, 2008; González Alcaraz *et al.*, 2011a; Álvarez-Rogel *et al.*, 2016b; Tercero *et al.*, 2016) evidencian la gran capacidad de los mismos para retirar y eliminar los nutrientes contenidos en los flujos hídricos. Además, las grandes avenidas, una de las principales fuentes de aportación de nutrientes a la laguna, no pueden ser tratadas con sistemas de obra civil, sino además con la superficie de humedales, tanto la ya existente como la que se puede recuperar.

Estudios realizados en el caso del Mar Menor (Martínez-Paz *et al.*, 2007; Perni y Martínez-Paz, 2013) indican que la recuperación de humedales naturales es además una medida más coste-efectiva que otro tipo de medidas, como la reutilización de drenajes, dado que los costes unitarios de la recuperación de humedales (euros por kg de nutriente eliminado) se sitúan en torno a la mitad de los correspondientes a la reutilización de drenajes. Estos resultados son consistentes con los obtenidos en otros estudios (Gren *et al.*, 1997; Turner *et al.*, 1999; Gustafson *et al.*, 2000; Zanou *et al.*, 2003; Lacroix *et al.*, 2005; Elofsson, 2010; Trepel, 2010), que demuestran que la construcción y sobre todo la restauración de humedales naturales es una opción con una elevada relación efectividad-coste.

### ***4.5. Puesta en marcha de medidas para mitigar la contaminación por***

## *Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor*

### ***residuos mineros***

Se requieren acciones que eviten la dispersión de contaminantes procedentes de residuos mineros, especialmente para recuperar y descontaminar el espacio protegido de Lo Poyo. Experiencias similares son las del Grupo de Investigación de Contaminación de suelos de la UMU, junto a la empresa TRAGSA, llevadas a cabo en el Proyecto Piloto de la Bahía de Portman, donde se estudiaron el diagnóstico, análisis de riesgos, diseño de tecnologías de descontaminación ecoeficientes y sostenibles, optimización de las tecnologías en nave cerrada, coste-beneficio, proyecto piloto en parcelas, puesta a punto de test de ecotoxicidad marina y terrestre, humedales, etc, para el Ministerio de Medio Ambiente, desde el año 2006, en que se realizó el Concurso de ideas, hasta el año 2011 (se puede visitar en la bahía); también se aportaron conocimientos en sobre este tema Tesis Doctorales del Grupo de Investigación (Agudo Juan, I, 2016; González Ciudad, E. 2014; Marimón, J, 2016; Pérez Espinosa, V, 2014).

Se han realizado estudios experimentales encaminados a comprender el comportamiento de los metales en las condiciones geoquímicas específicas de los humedales afectados y su respuesta frente a diversas enmiendas (González-Alcaraz *et al.*, 2011c, 2013 y c; González-Alcaraz y Álvarez-Rogel, 2013; María-Cervantes *et al.*, 2010, 2011). Como síntesis de estos trabajos se puede afirmar que las medidas a adoptar y las enmiendas a emplear nunca deben ser generalistas, sino adaptadas a las características físico-químicas del suelo, los metales presentes, el régimen hídrico y/o de inundación de los suelos y la presencia o no de plantas. Como ejemplo, el uso de carbonato cálcico puede favorecer la inmovilización de metales al elevar el pH, pero también puede estimular la actividad microbiológica, sobre todo en presencia de plantas y de fases de desecación e inundación del suelo, incentivando cambios de potencial redox que lleven a la disolución de óxidos metálicos que liberarían a la fase soluble los metales que se pretendía inmovilizar.

La prevención, gestión y minimización de la contaminación por metales pesados constituye un problema de enorme complejidad, que requiere líneas de investigación específicas, ámbito en el que se están realizando contribuciones significativas desde los proyectos de investigación y tesis doctorales del Grupo de Investigación GARSA, en cuanto a métodos de diagnóstico y estrategias de mitigación (Véase ejemplo Zornoza *et al.*, 2012 y Martínez Martínez *et al.*, 2013).

La prevención, gestión y minimización de la contaminación por metales pesados constituye un problema de enorme complejidad, que requiere líneas de investigación específicas, ámbito en el que se están realizando contribuciones significativas desde los proyectos de investigación y tesis doctorales de los grupos de investigación GARSA y Edafología Ambiental, Química y Tecnología Agrícola de la ETSIA-UPCT, en cuanto a métodos de diagnóstico y estrategias de mitigación (Véase ejemplo Zornoza *et al.*, 2012; Martínez Martínez *et al.*, 2013; Conesa *et al.*, 2012b), que incluyen el análisis de los procesos naturales que se dan en el sistema suelo-planta en la zona para diseñar medidas de fitomanejo (Conesa *et al.*, 2012a, Párraga *et al.*, 2013a, b; 2014a, b, c, d; 2016). Destacar que estudios recientes han demostrado un aumento de toxicidad de los residuos mineros bajo escenarios previstos de cambio climático (Barmiento *et al.*, 2017; González-Alcaraz *et al.*, 2015, 2016a y b), por lo que la adopción de medidas para minimizar los riesgos deberán priorizarse en los próximos años.

## **5.- Seguimiento y evaluación de las medidas de actuación y gestión**

## *Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor*

La estrategia integrada expuesta en el apartado anterior necesita i) el apoyo imprescindible de un buen programa de monitoreo; ii) herramientas de modelado para el análisis del estado del sistema y la simulación de opciones de gestión; iii) la evaluación *ex-ante* para la selección de alternativas; iv) el seguimiento y evaluación *ex-post* de las medidas y v) una gestión adaptativa que garantice el cumplimiento de los objetivos esperados. Estos componentes deberían explicitarse y vincularse con el Plan de Gestión Integral de los espacios protegidos del Mar Menor y de la Franja Litoral Mediterránea de la Región de Murcia y con el resto de planes estratégicos de gestión integrada de la cuenca vertiente para alcanzar el vertido cero y la reducción de los riesgos asociados a la presencia de residuos mineros. A continuación se presentan sucintamente estos componentes.

1. Creación de un sistema de monitoreo de la cuenca vertiente integrado con el sistema de monitoreo en la laguna. El sistema de monitoreo debe permitir evaluar los flujos de aguas superficiales y subterráneas, sus respectivas cargas de sedimentos y contaminantes, el aporte de nutrientes y la pérdida de suelo en los campos de cultivo, con especial atención a la evaluación del efecto de las medidas de mitigación, la evolución de la calidad del suelo e indicadores de biodiversidad en las zonas agrarias y humedales. La integración con el sistema de monitoreo en la laguna se realizará atendiendo al tipo de variables medidas, a la optimización de la distribución espacial y la temporización de las medidas en ambos subsistemas (terrestre y lagunar). Se evaluará también en el diseño de la red de seguimiento la consistencia con las bases de datos históricas.
2. Como establece la Comisión Europea, debe llevarse a cabo un análisis coste-efectividad de las distintas alternativas y medidas de gestión, con carácter previo (*ex-ante*) a la selección de las alternativas finalmente adoptadas. Entre los indicadores a utilizar en esta fase de selección de alternativas, se han de incorporar *indicadores de eficiencia*, específicamente indicadores de coste-efectividad en relación con la retirada de nutrientes (kg de N y de P eliminados por euro invertido).
3. Tras la ejecución de las medidas, debe llevarse a cabo un seguimiento y evaluación sistemáticos de las medidas (*ex-post*). El procedimiento de evaluación ha de incorporar *indicadores de eficacia*, es decir, indicadores del grado en el que se han alcanzado los objetivos esperados, específicamente indicadores de la contribución relativa de cada medida a la reducción de la entrada total de nutrientes a la laguna del Mar Menor.
4. Ha de aplicarse una gestión adaptativa, con el fin de garantizar la eficacia de las medidas para alcanzar los objetivos previstos. Este ciclo adaptativo ha de permitir reorientar y mejorar la eficacia de las medidas, en aplicación del mejor conocimiento disponible. Específicamente, la gestión adaptativa debe mejorar de forma continuada la eficacia de las medidas para la reducción de la entrada de nutrientes al Mar Menor.

## *Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor*

### REFERENCIAS

- Acosta, J.A., Faz, A., Zornoza, R., Martínez-Pagán, P., Martínez-Martínez, S., Gómez-Garrido, M. 2014. Procedimiento para determinar cuantitativamente propiedades físico-químicas de suelos o residuos sólidos. Universidad Politécnica de Cartagena. NR: ES 2 474 919
- Acosta, J.A., Faz, A., Martínez-Martínez, S., Zornoza R., Carmona D.M., Kabas S. 2011. Multivariate statistical and GIS-based approach to evaluate heavy metals behaviour in mine sites for future reclamation. *Geochemical Exploration* 109, 8-17.
- Acosta, J.A., Faz, A., Zornoza, R., Martínez-Pagán, P., Martínez-Martínez, S., Gómez-Garrido, M. 2015. Procedimiento para determinar cuantitativamente propiedades físico-químicas de suelos o residuos sólidos. Universidad Politécnica de Cartagena. NR: PCT/ES2015/070061
- Alvarez Rogel J., Martínez Sánchez, J.J., Carrasco Blázquez, L., Marín Semitiel, C. 2006. A Conceptual Model of Salt Marsh Plant Distribution in Coastal Dunes of Southeastern Spain. *Wetlands*, 26: 703-717.
- Álvarez Rogel, J., Alcaraz Ariza, F., Ortiz Silla, R. 2000. Edaphic gradients and plant zonation in mediterranean salt-marshes of SE Spain. *Wetlands*, 20: 357-372.
- Álvarez Rogel, J., Ortiz Silla, R., Vela de Oro, N., Alcaraz Ariza, F. 2001. The application of the FAO and US soil taxonomy systems to saline soils in relation to halophytic vegetation in SE Spain. *CATENA.*, 45: 73-84.
- Álvarez-Rogel J, Jiménez-Cárceles FJ, Egea C. 2006. Phosphorus and nitrogen content in the water of a coastal wetland in the Mar Menor lagoon (SE Spain): relationships with effluents from urban and agricultural areas. *Water Air Soil Pollut*, 173: 21–38.
- Alvarez-Rogel, J., Carrasco, L., Marín, C. M., Martínez-Sánchez, J. J. 2007a. Soils of a dune coastal salt marsh system in relation to groundwater level, micro-topography and vegetation under a semiarid Mediterranean climate in SE Spain. *Catena*, 69, 111-121.
- Alvarez-Rogel, J., González-Alcaraz, M.N.; Conesa Alcaraz, H.; Tercero Gómez, M.C.; Párraga-Aguado; I. María-Cervantes, I.; Jiménez-Cárceles, F.J. 2016a. Eutrofización y contaminación por residuos mineros en humedales del Mar Menor: comprendiendo los procesos biogeoquímicos para plantear posibles actuaciones de manejo. En Leon, V.M y J.M. Bellido. *Mar Menor: una laguna singular y sensible. Evaluación científica de su estado.* Madrid, Instituto Español de Oceanografía, Ministerio de Economía y Competitividad. 414 p. Temas de Oceanografía, 9. ISBN 978-84-95877-55-0.
- Álvarez-Rogel, J., Hernández Bastida, J., Ortiz Silla, R., Alcaraz, F. 1997. Patterns of spatial and temporal variations in soil salinity: an example of a natural salt marsh in a semiarid climate. *Arid Soil Research and Rehabilitation*, 11: 315-319.
- Álvarez-Rogel, J., Jiménez-Cárceles, F.J., Egea, C. 2007c. Phosphorous retention in a coastal salt marsh in SE Spain. *The Science of the Total Environment*, 378: 71-74.
- Álvarez-Rogel, J., Jiménez-Cárceles, F.J., Roca, M.J., Ortiz, R. 2007b. Changes in soils and vegetation in a Mediterranean coastal salt marsh impacted by human activities. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 73: 510-526.
- Álvarez-Rogel, J., Ramos-Aparicio, M.J., Delgado-Iniesta, M.J. & Arnaldos-Lozano, R. 2004. Metals in soils and above-ground biomass of plants from a salt marsh polluted by mine wastes in the coast of the Mar Menor Lagoon, SE Spain. *Fresenius Environmental Bulletin* 13, 274-278.
- Álvarez-Rogel, J., Tercero, M.C., Arce, M.I., Delgado, M.J., Conesa, H.M., González-Alcaraz, M.N. 2016b. Nitrate removal and potential soil N<sub>2</sub>O emissions in eutrophic salt marshes with and without *Phragmites australis*. *Geoderma*. 282:49-58.
- Álvarez-Rogel, J.; Jiménez-Cárceles, F.J.; Egea Nicolás, C.; María-Cervantes, A.; González-Alcaraz, M.N.; Párraga Aguado, I.; Conesa Alcaraz, H.M. 2009. Papel de los humedales costeros del Mar Menor en la depuración de aguas eutrofizadas: el caso de la Marina del Carmolí. En Cabezas & Senent (Eds):

## *Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor*

Mar Menor. Estado actual del conocimiento científico. Fundación Cluster-Instituto Euromediterráneo del agua. pp. 321-358

- Aoukour , Fakher . 2002. Evaluación de la degradación por sales y metales pesados en suelos rojos mediterráneos. Tesis Doctoral. Universidad de Murcia.
- Aragon, C.; Jiménez-Martínez, J.; Gaqrúa-Aróstegui, J.L.; Hornero, J. 2009. Hidrogeología y recursos subterráneos en el área Campo de Cartagena-Mar Menor. En Cabezas & Senent (Eds): Mar Menor. Estado actual del conocimiento científico. Fundación Cluster-Instituto Euromediterráneo del agua. pp. 85-108.
- Barmiento, S.H., van Gestel, C.A.M., Álvarez-Rogel J., González-Alcaraz MN. 2017. Influence of climate change on the multi-generation toxicity to *Enchytraeus crypticus* of soils polluted by metal/metalloid mining wastes. *Environmental Pollution*. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2016.12.078>.
- Boesch, D.F; Brinsfield, R.B. 2000. Coastal eutrophication and agriculture: contributions and solutions. *Biological Resource Management: connecting science and policy*. 93-115.
- Canton, M.; Anschutz, P.; Coynel, A.; Posenaeere, P.; Auby, I.; Poirier, D. 2012. Nutrient export to an Eastern Atlantic coastal zone: first modeling+ and nitrogen mass balance. *Biogeochemistry*, 107: 361-377.
- Carreño, M.F. 2015. Seguimiento de los cambios de usos y su influencia en las comunidades naturales en la cuenca del Mar Menor, 1988-2009, con el uso de SIG y Teledetección. Tesis Doctoral. Universidad de Murcia.
- Carreño, M.F., Esteve, M.A., Martínez, J., Palazón, J.A. and Pardo, M.T. 2008. Habitat changes in coastal wetlands associated to hydrological changes in the watershed. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 77, 475-483.
- Comín, F.; Sánchez Pérez, J.M.; Español, C.; Carranza, F.; Sauvage, S.; Antigüedad, I.; Zabaleta, A. *et al.*. Floodplain capacity to depollute water in relation to the structure of biological communities. *Ecological Engineering* (en prensa).
- Conesa, H.M., Evangelou, M.W., Robinson, B.H., Schulin, R. 2012a. A critical view of current state of phytotechnologies to remediate soils: still a promising tool? *Scientific World Journal*, 12: 1-10.
- Conesa, H.M., Jiménez-Cárceles, F. J. 2007. The Mar Menor lagoon (SE Spain): a singular natural ecosystem threatened by human activities. *Marine Pollution Bulletin*, 54, 839-849.
- Conesa, H.M., María-Cervantes, A., Álvarez-Rogel, J., González-Alcaraz, M.N. 2011. Influence of soil properties on trace element availability and plant accumulation in a Mediterranean salt marsh polluted by mining wastes: Implications for phytomanagement. *Science of the Total Environment*, 409, 4470-4479.
- Conesa, H.M., María-Cervantes, A., Álvarez-Rogel, J., González-Alcaraz, M.N. 2014. Role of rhizosphere and soil properties for the phytomanagement of a salt marsh polluted by mining wastes. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 11, 1353-1364.
- Conesa, H.M., Schulin, R. 2010. The Cartagena-La Unión Mining District (SE Spain): a review of environmental problems and emerging phytoremediation solutions after fifteen years research. *Journal of Environmental Monitoring*, 12:1225-1
- Conesa, H.M., Wieser, M., Studer, B., González-Alcaraz, M.N., Schulin, R. 2012b. A critical assessment of soil amendments (slaked lime/acidic fertilizer) for the phytomanagement of moderately contaminated shooting range soils. *Journal of Soils and Sediments*, 12: 565-575.
- David, M. B., L. E. Gentry, D. A. Kovacic & K. M. Smith, 1997. Nitrogen balance in and export from an agricultural watershed. *Journal of Environmental Quality* 26: 1038-1048.
- Elofsson K. 2010. Cost-effectiveness of the Baltic Sea action plan. *Mar Policy*, 34:1043-1050.
- Esteve Selma, M.A., Martínez Martínez, J.; Fitz, C.; Robledano, F.; Martínez Paz, J.M.; Carreño, M.F.; Guaita, N.; Martínez López, J.; Miñano, J. 2016. Conflictos ambientales derivados de la intensificación de los usos en la cuenca del Mar Menor: una aproximación interdisciplinar. pp. 79-

## *Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor*

112. En Leon, V.M y J.M. Bellido. Mar Menor: una laguna singular y sensible. Evaluación científica de su estado. Madrid, Instituto Español de Oceanografía, Ministerio de Economía y Competitividad. 414 p. Temas de Oceanografía, 9. ISBN 978-84-95877-55-0.
- Esteve, M.A.; Carreño, M.F.; Robledano, F.; Martínez-Fernández, J.; Miñano, J. 2008. Dynamics of coastal wetlands and land use changes in the watershed: implications for the biodiversity. In Raymundo E. Russo (Ed.): Wetlands: Ecology, Conservation and Restoration. Nova Science Publishers. New York. pp. 133-175.
- Esteve, M.A.; Calvo, J.F. 2000. Conservación de la naturaleza y biodiversidad en la Región de Murcia. En: Calvo, J.F.; Esteve, M.A. y López Bermúdez, F. (Coord.). Biodiversidad. Contribución a su conocimiento y conservación en la Región de Murcia. Instituto del Agua y Medio Ambiente. Servicio de Publicaciones Universidad de Murcia.
- Farinós, P., F. Robledano, Ma F. Carreño. 2016. Las aves acuáticas del Mar Menor: respuesta al cambio ambiental a distintas escalas. En Leon, V.M y J.M. Bellido (Eds). Mar Menor: una laguna singular y sensible. Evaluación científica de su estado. Madrid, Instituto Español de Oceanografía, Ministerio de Economía y Competitividad. Temas de Oceanografía, 9. pp 213-240.
- Faz, A., Gómez-López, M.D., Zornoza, R., Acosta, J.A., Martínez-Martínez, S., Gómez-Garrido, M. 2014. Composición para la rehabilitación de suelos. Universidad Politécnica de Cartagena. NR: ES 2 450 090 B1
- Fernández, J.A., Esteban, A., Conesa, E., Ochoa, J., Álvarez-Rogel, J. 2012. Nitrate Evolution in Soil, Leaching Water, and Lettuce Plant Crops using Different Fertilization Strategies. Communications in Soil Science and Plant Analysis, 43:2467-2483.
- García Lorenzo, M.L.; Marimón, J.; Navarro Hervás, M.C.; Pérez Sirvent, C.; Martínez Sánchez, M.J.; Molina Ruiz, J. 2016. Impact of acid mine drainages on surficial waters of an abandoned mining site. Environ Sci Pollut Res () 23:6014–6023.
- García Lorenzo, María de la Luz. 2009. Evaluación de la contaminación por vía hídrica de elementos traza en áreas con influencia de actividades minero-metalúrgicas. Aplicación a la Sierra Minera de Cartagena-la Unión. Tesis Doctoral. Universidad de Murcia.
- García Pintado, J.; Barberá, G.; Martínez-Mena, M.; Albaladejo, J.; Erena, M.; Castillo, V. 2009. Caracterización y evaluación de fuentes antrópicas de nutrientes transportados por la rambla del Albuñón hacia el Mar Menor. In Cabezas & Senent (Eds): Mar Menor. Estado actual del conocimiento científico. Fundación Cluster-Instituto Euromediterráneo del agua. pp. 167-206.
- García-Aróstegui, J.L., Jiménez-Martínez, J.; Baudron, P.; Hunink, J.; Contreras, S.; Candela, L. 2016. Las aguas subterráneas en el Campo de Cartagena-Mar Menor. En Leon, V.M y J.M. Bellido. Mar Menor: una laguna singular y sensible. Evaluación científica de su estado. Madrid, Instituto Español de Oceanografía, Ministerio de Economía y Competitividad. 414 p. Temas de Oceanografía, 9. ISBN 978-84-95877-55-0.
- García-Lorenzo, M.L.; Martínez-Sánchez, M.J.; Pérez-Sirvent, C. 2014c. Application of a plant bioassay for the evaluation of ecotoxicological risks of heavy metals in sediments affected by mining activities. J. Soils Sediments 14:1753–1765
- García-Lorenzo, M.L.; Martínez-Sánchez, M.J.; Pérez-Sirvent, C; Agudo, I.; Recio, C. 2014b. Isotope geochemistry of waters affected by mining activities in Sierra Minera and Portman Bay (SE, Spain). Applied Geochemistry 51,139–147.
- García-Lorenzo, M.L.; Pérez-Sirvent, C; Martínez-Sánchez, M.J.; Molina-Ruiz, J. 2012a. Trace elements contamination in an abandoned mining site in a semiarid zone. Journal of Geochemical Exploration 113) 23–35
- García-Lorenzo, M.L.; Pérez-Sirvent, C; Martínez-Sánchez, M.J.; Molina Ruiz, J.; Tudela, M.L. 2012b. Spatial distribution and sources of trace elements in sediments affected by old mining activities. Environ Monit Assess 184:7041–7052
- García-Lorenzo, M.L.; Pérez-Sirvent, C; Molina-Ruiz, J.; Martínez-Sánchez, M.J. 2014a. Mobility indices for

## *Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor*

- the assessment of metal contamination in soils affected by old mining activities. *Journal of Geochemical Exploration* 147, 117–129.
- García-Pintado, J., Martínez-Mena, M., Barberá, G.G., Albadalejo, J., Castillo, V.M. 2007. Anthropogenic nutrient sources and loads from a Mediterranean catchment into a coastal lagoon: Mar Menor, Spain. *Science of the Total Environment*, 373: 220-239.
- González Alcaraz, M.N.; Egea, C., Jiménez-Cárceles ,F.J., Párraga, I., María-Cervantes, A., Delgado, M.J., Álvarez-Rogel, J. 2012a. Storage of organic carbon, nitrogen and phosphorus in the soil-plant system of *Phragmites australis* stands from a eutrophicated Mediterranean salt marsh. *Geoderma*, 185-186: 61-72.
- Gonzalez Ciudad, E. 2014. Evaluación en nave cerrada de los riesgos para la salud en tecnosoles procedentes de residuos de minería polimetálica. Tesis Doctoral. Universidad de Murcia
- González-Alcaraz, M.N., Álvarez-Rogel, J. 2013. Liming and vegetation favor Fe-mobilization in eutrophic wetland soils affected by mine wastes. *Ecological Engineering*, 53, 183-193.
- González-Alcaraz, M.N., Álvarez-Rogel, J., María-Cervantes, A., Egea, C., Conesa, H.M. 2012b. Evolution and phosphorus fractionation in saline Spolic Technosols flooded with eutrophic water. *Journal of Soils and Sediments*, 12, 1316-1326.
- González-Alcaraz, M.N., Conesa, H.M., Álvarez-Rogel, J. 2013a. Nitrate removal from eutrophic wetlands polluted by metal-mine wastes: Effects of liming and plant growth. *Journal of Environmental Management*, 128, 964-972.
- González-Alcaraz, M.N., Conesa, H.M., Álvarez-Rogel, J. 2013b. When liming and revegetation contribute to the mobilization of metals: learning lessons for the phytomanagement of metal-polluted wetlands. *Journal of Environmental Management*, 116, 72-80.
- González-Alcaraz, M.N., Conesa, H.M., Tercero, M.C., Schulin, R., Álvarez-Rogel, J., Egea, C. 2011c. The combined use of liming and *Sarcocornia fruticosa* development for phytomanagement of salt marsh soils polluted by mine wastes. *Journal of Hazardous Materials*, 186, 805-813.
- González-Alcaraz, M.N., Conesa, H.M.; Álvarez-Rogel, J. 2013c. Phytomanagement of strongly acidic, saline eutrophic wetlands polluted by mine wastes: the influence of liming and *Sarcocornia fruticosa* in metals mobility. *Chemosphere*, 90, 2512-2519.
- González-Alcaraz, M.N., Egea, C., María-Cervantes, A., Jiménez-Cárceles, F.J., Álvarez-Rogel, J. 2011b. Effects of eutrophic water flooding on nitrate concentrations in mine wastes. *Ecological Engineering*, 37, 693-702.
- González-Alcaraz, M.N., Jiménez Cárceles, F.J., Egea, C., María-Cervantes, A., Párraga-Aguado, I., Álvarez-Rogel, J., Conesa, H.M. 2011a. Papel de los humedales costeros del Mar Menor en la depuración de aguas eutrofizadas: el caso de la Marina del Carmolí, En: *El Mar Menor. Estado actual del conocimiento científico*. pp. 73-104. Instituto Euromediterráneo del Agua. Murcia.
- González-Alcaraz, M.N., van Gestel, C.A.M. 2015. Climate change effects on enchytraeid performance in metal-polluted soils explained from changes in metal bioavailability and bioaccumulation. *Environmental Research*, 142: 177-184.
- González-Alcaraz, N.N., van Gestel, C.A.M. 2016a. Metal/metalloid (As, Cd and Zn) bioaccumulation in the earthworm *Eisenia andrei* under different scenarios of climate change. *Environmental Pollution*, 215: 178-186.
- González-Alcaraz, N.N., van Gestel, C.A.M. 2016b. Toxicity of a metal(loid)-polluted agricultural soil to *Enchytraeus crypticus* changes under a global warming perspective: variations in air temperature and soil moisture content. *Science of the Total Environment*, 573: 203-211.
- Gren, I.M., Elofsson, K, Jannke, P. 1997. Cost-effective nutrient reductions to the Baltic Sea. *Environmental and Resource Economics* 10, 341-362.
- Gustafson, A., Fleischer, S., Joelsson, A. 2000. A catchment-oriented and cost-effective policy for water protection. 2000. *Ecological Engineering* 14, 419-427.



## *Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor*

- Jiménez-Cárceles, F.J., Álvarez-Rogel, J. 2008. Phosphorus fractionation and distribution in salt marsh soils affected by mine wastes and eutrophicated water: A case study in SE Spain. *Geoderma*, 144: 299-309.
- Jiménez-Cárceles, F.J., Egea, C., Rodríguez-Caparrós, A.B., Barbosa, O.A., Delgado, M.J., Ortiz, R., Álvarez-Rogel, J. 2006. Contents of nitrogen, ammonium, phosphorus, pesticides and heavy metals, in a salt marsh in the coast of the Mar Menor lagoon (SE Spain). *Fresenius Environmental Bulletin*, 15(5): 370-378.
- Jordan, E ; Correll, D ; Weller D. 1997. Effects of agriculture on Discharges of Nutrients from Coastal Plain Watersheds of Chesapeake Bay. *Journal of Environmental Quality* 26: 836-848.
- Kabas, S., Arocena, J., Acosta, J.A., Faz, A., Martínez, S., Zornoza, R., Carmona, D.M. 2014. Syrian Bean-caper (*Zygophyllum fabago* L.) Improves Organic Matter and Other Properties of Mine Wastes Deposits. *Journal of Phytoremediation* 16, 366-378.
- Kabas, S., Faz, A., Acosta, J.A., Arocena, J., Zornoza, R., Martínez, S., Carmona, D.M. 2014. Marble Wastes and Pig Slurry Improve the Environmental and Plant-relevant Properties of Mine Tailings. *Environmental Geochemistry and Health* 64, 168-175.
- Kabas, S., Faz, A., Acosta, J.A., Zornoza, R., Martínez, S., Carmona, D.M., Bech, J., 2012. Effect of marble waste and pig slurry on the growth of native vegetation and heavy metal mobility in a mine tailing pond. *Geochemical Exploration* 123, 69-76.
- Kronvang, B., Svendsen, L.M., Jensen, J.P., Dørge, J., 1999. "Scenario analysis of nutrient management at the river basin scale." *Hydrobiologia* vol. 410, pp. 207–212.
- Lacroix, A., Beaudoin, B., Makowsk, D. 2005. Agricultural water nonpoint pollution control under uncertainty and climate variability. *Ecological Economics* 53, 115– 127.
- León, V., Moreno-González, R.; Campillo, J.A. 2016. Contaminantes orgánicos regulados y emergentes en el Mar Menor. En León, V.M y J.M. Bellido. *Mar Menor: una laguna singular y sensible. Evaluación científica de su estado*. Madrid, Instituto Español de Oceanografía, Ministerio de Economía y Competitividad. 414 p. Temas de Oceanografía, 9. ISBN 978-84-95877-55-0.
- Lloret, J.; Marín, A.; Marín-Guirao, L.; Velasco, J. 2005. Changes in macrophytes distribution in a hypersaline coastal lagoon associated with the development of intensively irrigated agriculture. *Ocean & Coastal Management*, 48, 828-842.
- Mantilla Orduz, W. 2010. Desertificación de zonas agrícolas por degradación química en ambientes semiáridos: aplicación Campo de Cartagena (Murcia). Tesis Doctoral. Universidad de Murcia.
- María-Cervantes, A., Conesa, H.M., González-Alcaraz, M.N., Álvarez-Rogel, J. 2010. Rhizosphere and flooding regime as key factors for the mobilization of arsenic and potentially harmful metals in basic mining polluted salt marsh soils. *Applied Geochemistry*, 25, 1722-1733.
- María-Cervantes, A., Conesa, H.M., González-Alcaraz, M.N., Álvarez-Rogel, J. 2011. Mobilisation of As and trace metals in saline, acidic Spolic Technosols: the role of the rhizosphere and flooding conditions. *Journal of Soils and Sediments*, 11, 800-814.
- María-Cervantes, A., Jiménez-Cárceles, F.J., Álvarez-Rogel, J. 2009. As, cd, Cu, Mn, Pb, and Zn contents in sediments and mollusks (*Hexaplex trunculus* and *Tapes decussatus*) from coastal zones of a Mediterranean lagoon (Mar Menor, SE Spain) affected by mining wastes. *Water, Air and Soil Pollution*, 200, 289-304.
- Marimón Sánchez, J.2016. Valorización de residuos industriales en el desarrollo de técnicas de tratamiento innovadoras en la recuperación de suelos contaminados en la Región de Murcia. Tesis Doctoral. Universidad de Murcia.
- Marín-Guirao, L., Cesar, A., Marín, A. & Vita, R. 2005b. Assessment of sediment metal contamination in the Mar Menor costal lagoon (SE Spain): Metal distribution, toxicity, bioaccumulation and benthic community structure. *Ciencias Marinas* 31, 413-428.
- Marín-Guirao, L., Cesar, A., Marín, A., Lloret, J. & Vita, R. 2005a. Establishing the ecological quality status of

## *Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor*

soft-bottom mining-impacted coastal water bodies in the scope of the Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin* 50, 374-387.

- Marín-Guirao, L., Marín-Atucha, A., Lloret-Barba, J., Martínez-López, E. & García-Fernández, A.J. 2005c. Effects of mining wastes on a seagrass ecosystem: metal accumulation and bioavailability, seagrass dynamics and associated community structure. *Marine Environmental Research* 60, 317-337.
- Martínez Fernández J., Esteve M.A., Martínez-Paz J.M., Carreño F., Robledano, F., Ruiz M., Alonso F. 2007. Simulating management options and scenarios to control nutrient load to Mar Menor, Southeast Spain. *Transitional Waters Monographs. TWM, Transit. Waters Monogr.* 1: 53-70.
- Martínez Fernández, J. & M. A. Esteve Selma, 2003. El papel de las aguas subterráneas en la exportación de nutrientes de origen agrícola hacia la laguna del Mar Menor. In Fornés, J.M. & R. Llamas (eds), *Conflictos entre el desarrollo de las aguas subterráneas y la conservación de los humedales: litoral mediterráneo*. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid, 191–213.
- Martínez Fernández, J., Esteve, M.A., Robledano, F., Pardo, M.T., Carreño, M.F. 2005. Aquatic birds as bioindicators of trophic changes and ecosystem deterioration in the Mar Menor lagoon (SE Spain). *Hydrobiologia*, 550: 221-235.
- Martínez Fernández, J., Fitz, C., Esteve, MA, Guaita, N., Martínez-López, J. 2013. Modelización del efecto de los cambios de uso del suelo sobre los flujos de nutrientes en cuencas agrícolas costeras: el caso del Mar Menor (Sudeste de España). *Ecosistemas* 22(3):84-94
- Martínez López, S. 2010. El arsénico en suelos con influencia minera en ambientes semiáridos. Tesis Doctoral. Universidad de Murcia.
- Martínez López, S.; Martínez-Sánchez, M.J.; Pérez-Sirvent, C; Bech, J.; Gómez Martínez, M.C; García Fernández, A.J. 2014. Screening of wild plants for use in the phytoremediation of mining-influenced soils containing arsenic in semiarid environments. *J. Soils Sediments* , 14:794–809
- Martínez P., Faz, Á., Acosta J.A., Carmona, D.M., Martínez, S. 2011. A multidisciplinary study for mining landscape reclamation. A study case on two tailing ponds in the Region of Murcia (SE Spain). *Physics and Chemistry of the Earth* 36, 1331-1344.
- Martínez Paz, J.M.; Martínez Fernández, J.; Esteve Selma, M.A. 2007. Evaluación económica del tratamiento de drenajes agrícolas en el Mar Menor (SE España). *Revista Española de Estudios Agrosociales y Pesqueros*, 215/216. 211-231.
- Martínez Sánchez y Pérez Sirvent. 2014. Diagnóstico y recuperación de la contaminación del suelo en portmán-sierra minera en: *El Portus Magnus del Mediterráneo Occidental. Pasado, presente y futuro de portmán*. Editor Pedro Baños. Servicio de Publicaciones Universidad de Murcia. 501 pag.
- Martínez Sánchez, M. J., Pérez Sirvent, C., *et al.* 2005.. Desertificación: Monitorización mediante indicadores de degradación química. Programa de iniciativa comunitaria INTERREG IIIB ESPACIO MEDOCC. Proyecto Desernet. Acción piloto Región de Murcia. 250pp. Ed. Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente.
- Martínez Sánchez, M. J.; Pérez Sirvent, C y Martínez Martínez, L.B. 2017, en ejecución. Estudio de los sedimentos en suspensión en la columna de agua del Mar Menor en 2016.
- Martínez Sánchez, M. J.; Pérez Sirvent, C., 2009b. Análisis del estado de la contaminación del suelo en el sistema Campo de Cartagena - Mar Menor. 207-245. En: *el mar Menor. Estado actual del conocimiento científico*. 2009b.
- Martínez-Fernández, J.; Esteve-Selma, M.A; Martínez-Paz, J.M.; Carreño-Frustrado, M.F.; Martínez-López, J.; Robledano, F.; Farinós, P. 2014. Trade-Offs Between Biodiversity Conservation and Nutrients Removal in Wetlands of Arid Intensive Agricultural Basins: The Mar Menor Case, Spain. En S. E. Jørgensen, N-B. Chang & F-L Xu (Eds.): *Ecological Modelling and Engineering of Lakes and Wetlands. Developments in Environmental Modelling*, Volume 26. pp. 275-310.
- Martínez-López J., Martínez-Fernández J., Naimi B., Carreño M.F., Esteve M.A. 2015. An open-source spatio-dynamic wetland model of plant community responses to hydrological pressures. *Ecological*

## *Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor*

Modelling, 306: 326-333.

- Martínez-López, J.; Carreño, M.F.; Palazón-Ferrando, J.A.; Martínez-Fernández, J.; Esteve, M.A. 2016. Remote sensing of plant communities as a tool for assessing the condition of semiarid Mediterranean saline wetlands in agricultural catchments. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 26: 193-204.
- Martínez-Martínez, S., J.A. Acosta, A. Faz, D.M. Carmona, R. Zornoza, C. Cerda, 2013. Assessment of the lead and zinc contents in natural soils and tailing ponds from the Cartagena-La Unión mining district, SE Spain. *Journal of Geochemical Exploration*. 124, pp. 166 - 175.
- Martínez-Paz JM, Perni A, Martínez-Carrasco F. 2013. Assessment of the programme of measures for coastal lagoon environmental restoration using cost-benefit analysis. *Eur Plan Stud*, 21: 131-148.
- Martínez-Sánchez, M. J., Pérez-Sirvent, C., *et al.* 2009a. Manual de procedimientos para el diagnóstico y la monitorización de la desertificación mediante indicadores de degradación química (Método IADQS). Desertification diagnosis and monitoring by way of chemical degradation indicators produce handbook. Proyecto DESERTNET 2.. INTERREG IIIB. . ISBN 978-84-693-0003-9. 80 pp.
- Martínez-Sánchez, M. J., Pérez-Sirvent, C., *et al.* Niveles de fondo y niveles referencia de metales pesados en suelos de la Región de Murcia. . 2007. Universidad de Murcia y Consejería de Desarrollo Sostenible y Ordenación del Territorio, CARM. Murcia. 306 pp.
- Martínez-Sánchez, M.J.; García-Lorenzo, M.L.; Pérez-Sirvent, C; Bech, J. 2012. Trace element accumulation in plants from an aridic area affected by mining activities. *Journal of Geochemical Exploration* 123, 8-12.
- Martínez-Sánchez, M.J.; Martínez López, S.; Martínez Martínez, L.B.; Pérez Sirvent, C 2013. Importance of the oral arsenic bioaccessibility factor for characterising the risk associated with soil ingestion in a mining-influenced zone. *Journal of Environmental Management* 116 10-17.
- Martínez-Sánchez, M.J.; Pérez-Sirvent, C; Molina-Ruiz, J.; Tudela, M.L.; García Lorenzo, M.L. 2011. Monitoring salinization processes in soils by using a chemical degradation indicator. *Journal of Geochemical Exploration* 109, 1-7
- Mattikalli, N; Richards, K. 1996. Estimation of Surface Water Quality Changes in Response to Land Use Change: Application of The Export Coefficient Model Using Remote Sensing and Geographical Information System. *Journal of Environmental Management* 48: 263-282.
- Meissner, R., Seeger, J., Rupp, H., 2002. "Effects of agricultural land use changes on diffuse pollution of water resources." *Irrigation and Drainage*, vol. 51, pp. 119-127.
- Moreno-Cornejo, J., R. Zornoza, A. Faz, 2014. Carbon and nitrogen mineralization during decomposition of crop residues in a calcareous soil. *Geoderma*. 230-231, pp. 58 - 63. Elsevier, ISSN 0016-7061.
- Moreno-Cornejo, J., R. Zornoza, A. Faz, R.M. Rosales, 2013. Effects of pepper crop residues and inorganic fertilizers on soil properties relevant to C cycling and broccoli production. *Soil Use and Management*. 29, pp. 519 - 530. ISSN 1475-2743.
- Moreno-Cornejo, J., R. Zornoza, T.A. Doane, A. Faz, W.R. Horwath, 2015. Influence of cropping system management and crop residue addition on soil carbon turnover through the microbial biomass. *Biology and Fertility of Soils*. 51 - 7, pp. 839 - 845. ISSN 1432-0789.
- Moreno-González, R., Campillo, J.; García, V., León, V. M. 2013. Seasonal input of regulated and emerging organic pollutants through surface watercourses to a Mediterranean coastal lagoon. *Chemosphere*, 92, 247-257.
- Navarro Hervás, C.; Pérez Sirvent, C.; Martínez-Sánchez, M.J.; García-Lorenzo, M.L.; Molina-Ruiz, J. 2012 Weathering processes in waste materials from a mining area in a semiarid zone. *Applied Geochemistry* 27, 1991-2000.
- Navarro Hervas, Cortes. 2004. Movilidad y biodisponibilidad de metales pesados en el emplazamiento minero Cabezo Rajao (Murcia). Tesis Doctoral. Universidad de Murcia.

## *Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor*

- Navarro, M.C.; C. Pérez-Sirvent, M.J. Martínez-Sánchez, J. Vidal, P.J. Tovar and J. Bech..2008. Abandoned mine sites as a source of contamination by heavy metals: A case study in a semi-arid zone. *Journal of Geochemical Exploration*, 96, 183–193.
- Pardo, M. T., Esteve, M .A., Giménez, A., Martínez-Fernández, J., Carreño, M. F., Serrano, J. and Miñano, J. 2008. Assessment of the hydrological alterations on wandering beetle assemblages (coleoptera: Carabidae and Tenebrionidae) in coastal wetlands of arid mediterranean systems). *Journal of Arid Environments*, 72: 1803– 1810.
- Pärm, J; Pinay, G.; Mander, U. 2012. Indicators of nutrients transport from agricultural catchments under temperate climate: A review. *Ecological Indicators*, 22: 412.
- Parra, A., Zornoza, R., Conesa, E., Gómez-López, M.D., Faz, A., 2016. Evaluation of the suitability of three Mediterranean shrub species for phytostabilization of pyritic mine soils. *Catena*, 136, pp. 59 - 65.
- Párraga Aguado, I., González-Alcaraz, M.N., Álvarez-Rogel, J., Conesa, H.M. 2014a. Assessment of the employment of halophyte plant species for the phytomanagement of mine tailings in semiarid areas. *Ecological Engineering*, 71: 598-604.
- Párraga-Aguado, I., Álvarez-Rogel, J., González-Alcaraz, M.N., Jiménez-Cárceles, F.J., Conesa, H.M. 2013a. Assessment of metal(loid)s availability and their uptake by *Pinus halepensis* in a Mediterranean forest impacted by abandoned tailings. *Ecological Engineering* 58: 84– 90.
- Párraga-Aguado, I., González-Alcaraz, M.N., Álvarez-Rogel, J., Jiménez-Cárceles, F.J., Conesa, H.M. 2013b. The importance of edaphic niches and pioneer plant species succession for the phytomanagement of mine tailings. *Environmental Pollution*, 176: 134-143.
- Párraga-Aguado, I., González-Alcaraz, M.N., Schulin, R., Conesa, H.M. 2015. The potential use of *Piptatherum miliaceum* for the phytomanagement of mine tailings in semiarid areas: role of soil fertility and plant competition. *Journal of Environmental Management*.158:74-84.
- Párraga-Aguado, I., López-Orenes, A., Ferrer-Ayala, M.A, González-Alcaraz, M.N., Conesa, H.M. 2016. Evaluation of the environmental plasticity in the xerohalophyte *Zygophyllum fabago* L. for the phytomanagement of mine tailings in semiarid areas. *Chemosphere*. 161: 259-265.
- Párraga-Aguado, I., Querejeta, J.I., González-Alcaraz, M.N., Conesa, H.M. 2014b. Metal(loid) allocation and nutrient retranslocation in *Pinus halepensis* trees growing on semiarid mine tailings. *Science of the Total Environment*, 485: 406 -414.
- Párraga-Aguado, I., Querejeta, J.I., González-Alcaraz, M.N., Jiménez-Cárceles, F.J., Conesa, H.M. 2014c. Elemental and stable isotope composition of *Pinus halepensis* foliage along a metal(loid) polluted gradient: implications for phytomanagement of mine tailings in semiarid areas. *Plant and Soil*, 379: 93-107.
- Pérez Espinosa, V. 2014. Inmovilización de elementos potencialmente tóxicos en zonas mineras abandonadas mediante la construcción de Tecnosoles y barreras reactivas permeables. Tesis Doctoral. Universidad de Murcia.
- Pérez Ruzafa, A. & R. Aragón, 2003. Implicaciones de la gestión y el uso de las aguas subterráneas en el funcionamiento de la red trófica de una laguna costera. In Fornés, J. M. & R. Llamas (eds), *Conflictos entre el desarrollo de las aguas subterráneas y la conservación de los humedales: litoral mediterráneo*. Ediciones Mundi-Prensa. Madrid: 215–245.
- Pérez Sirvent, C.; Hernández Pérez, C.; Martínez Sánchez, M.J.; García Lorenzo, M.L.; Bech. 2015. J. Geochemical characterization of surface waters, topsoils and efflorescences in a historic metal-mining area in Spain.. *J Soils Sediments* DOI 10.1007/s11368-015-1141-3.
- Pérez-Sirvent, C; Martínez-Sánchez, M.J.; Martínez López, S.; Bech, J.; Bolan, N. 2012. Distribution and bioaccumulation of arsenic and antimony in *Dittrichia viscosa* growing in mining-affected semiarid soils in southeast Spain. *Journal of Geochemical Exploration* 123 () 128–135.
- Pérez-Sirvent, C. Martínez-Sánchez, M.J., García-Lorenzo, M.L. Molina, J. Tudela, M.L 2009. Geochemical background levels of zinc, cadmium and mercury in anthropically influenced soils located in a semi-

## *Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor*

- arid zone (SE, Spain). *Geoderma*, Volume 148, Issues 3-4, 15 January, Pages 307-317.
- Perni, A.; Martínez-Carrasco, F.; Martínez-Paz, J.M. 2011. Economic valuation of coastal lagoon environmental restoration: Mar Menor (SE Spain). *Ciencias Marinas*, 37: 175-190.
- Perni, A.; Martínez-Paz, J.M. 2013. A participatory approach for selecting cost-effective measures in the WFD context: The Mar Menor (SE Spain). *Science of the Total Environment*, 458–460: 303–311.
- Robledano F, Esteve M.A, Farinós P, Carreño M.F, Martínez J. 2010. Terrestrial birds as indicators of agricultural-induced changes and associated loss in conservation value of mediterranean wetlands. *Ecological Indicators*, 10: 274-286
- Robledano, F., Esteve, M.A., Martínez-Fernández, J., Farinos, P. 2011. Determinants of wintering waterbird changes in a Mediterranean coastal lagoon affected by eutrophication. *Ecological Indicators* 11. 395-406.
- Rodríguez Estrella, T. 2009. El Mar Menor: Geología y sus relaciones con las aguas subterráneas del continente. In Cabezas & Senent (Eds): *Mar Menor. Estado actual del conocimiento científico*. Fundación Cluster-Instituto Euromediterráneo del agua. pp. 47-84.
- Ruiz, M. y Velasco, J. 2009. Nutrient Bioaccumulation in *Phragmites australis*: Management Tool for Reduction of Pollution in the Mar Menor. *Water, Air and Soil Pollution*. DOI 10.1007/s11270-009-0064-2.
- Science for Environment Policy. 2010. Irrigation threatening steppe birds in Mediterranean wetlands. *Science for Environment Policy, News Alert Issue*, 181. January 2010. European Commission DG Environment News Alert Service.
- Senent Alonso, M.; Martínez Vicente, D.; Cabezas, F.; García Aróstegui, J.L.; Baudron, P. 2009. Aproximación mediante modelización matemática a la evaluación de las descargas del acuífero cuaternario del Campo de Cartagena al Mar Menor (Murcia). In Cabezas & Senent (Eds): *Mar Menor. Estado actual del conocimiento científico*. Fundación Cluster-Instituto Euromediterráneo del agua. pp. 109-130.
- Serrano, J.F.; Sironi, J.S. 2009. Cuantificación y evolución de la carga contaminante de nutrientes y plaguicidas en aguas del Mar Menor y su relación con los aportes hídricos de la Rambla del Albujón y otros aportes subterráneos. In Cabezas & Senent (Eds): *Mar Menor. Estado actual del conocimiento científico*. Fundación Cluster-Instituto Euromediterráneo del agua. pp. 245-284.
- Tercero MC, Álvarez-Rogel, J., Conesa HM, Párraga, I, González-Alcaraz MN. 2016. Phosphorus retention and fractionation in soils and *Phragmites australis* plants in eutrophic wetlands: a one-year mesocosms experiment under fluctuating conditions. *Journal of Environmental Management*, 190: 197-207.
- Tercero, M.C., Álvarez-Rogel, J., Conesa, H.M., Ferrer, M.A., Calderón, A.A., López-Orenes, A., González-Alcaraz, M.N. 2015. The role of *Phragmites australis* in the biogeochemical processes of the water-soil-plant system under alternating flooding-drying conditions with eutrophic water: a one-year mesocosms experiment. *Plant and Soil*. 396:109-125.
- Tovar Frutos, P.J. 2009. Metodología de diagnóstico físico-químico e isotópico de aguas superficiales y sus fuentes contaminantes. Tesis Doctoral. Universidad de Murcia.
- Trepel M. 2010. Assessing the cost-effectiveness of the water purification function of wetlands for environmental planning. *Ecol Complex*, 7: 320–326.
- Turner, K., Georgiou, S., Green, I.M., Wulff, F., Barret, S., Soderqvist, T., Bateman, I., Folke, C., Langaas, S., Zyllicz, T, Maler, K.G., Markowska, A. 1999. Managing nutrient fluxes and pollution in the Baltic: an interdisciplinary simulation study. *Ecological economics* 30, 333-352.
- Velasco, J.; Lloret, J.; Millan, A.; Marin, A.; Barahona, J.; Abellán, P.; Sánchez-Fernández, D. 2006. Nutrient and particulate inputs into the Mar Menor lagoon (SE Spain) from an intensive agricultural watershed. *Water, Air and Soil Pollution*, 176: 37-56.
- Vidal-Abarca, M.R., Esteve, M.A., Suárez, M.L. (Coordinadores), 2003. Los humedales de la Región de

## *Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor*

Murcia. Dirección General del Medio Natural. Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente de la Región de Murcia, Murcia, 50 pp.

- Vidal-Abarca, M.R.; Esteve, M.A.; Suárez, M.L.; Gómez, R.; Robledano, F.; Martínez, J.; Martínez, B. 1998. Análisis de viabilidad del uso de humedales para mitigar el efecto de los vertidos y drenajes agrícolas al Mar Menor. Informe técnico para la Confederación Hidrográfica del Segura. Murcia.
- Xue, Y., B. M. David, E. L. Gentry & D. A. Kovacic, 1998. Kinetics and modelling of dissolved phosphorus export from a tile-drained agricultural watershed. *Journal of Environmental Quality* 27: 917–922.
- Zanou, B.; Kontogianni, A.; Skourtos, M. 2003. A classification approach of cost effective management measures for the improvement of watershed quality. *Ocean & Coastal Management* 46: 957-983.
- Zanuzzi, A., Faz, A., Acosta, J.A. 2013. Chemical stabilization of metals in the environment: a feasible alternative for remediation of mine soils. *Environmental Earth Science* 70, 2623-2632.
- Zornoza, R., Acosta, J.A., Faz, A., Bååth, E. 2016. Microbial growth and community structure in acid mine soils after addition of different amendments for soil reclamation. *Geoderma* 272, 64-72.
- Zornoza, R., Acosta, J.A., Martínez-Martínez, S., Faz, A., Bååth, E. 2015. Main factors controlling microbial community structure and function after reclamation of a tailing pond with aided phytostabilization. *Geoderma* 245-246, 1-10.
- Zornoza, R., D.M. Carmona, J.A. Acosta, S. Martínez-Martínez, N. Weiss, A. Faz., 2012. The effect of former mining activities on contamination dynamics in sediments, surface water and vegetation in El Avenque stream, SE Spain. *Water, Air and Soil Pollution*. 223, pp. 519 – 532.
- Zornoza, R., Faz, A., Carmona, D.M., Acosta, J.A., Martínez, S., De Vreng, A. 2013. Carbon mineralization, microbial activity and metal dynamics in tailing ponds amended with pig slurry and marble waste. *Chemosphere* 90, 2606- 2613.
- Zornoza, R., Faz, A., Carmona, D.M., Kabas, S., Martínez-Martínez, S., Acosta, J.A. 2012. Plant Cover and Biochemical Properties in a Mine Tailing Pond Five Years after Application of Marble Wastes and Organic Amendments. *Pedosphere* 22, 22-32.
- Zornoza, R., Moreno-Barriga, F., Acosta, J.A., Muñoz, M.A., Faz, A. 2016. Stability, nutrient availability and hydrophobicity of biochars derived from manure, crop residues, and municipal solid waste for their use as soil amendments. *Chemosphere* 144, 122-130.

# 5. Depuración y Descontaminación de Aguas

***Autores del Informe:***

Faz Cano, Ángel  
Lobera Lössel, Juan Bautista  
Mora Navarro, José  
Simón Andreu, Pedro

***Miembros del Grupo de Trabajo "Depuración y Descontaminación de Aguas":***

Faz Cano, Ángel (UPCT)  
Lobera Lössel, Juan Bautista (IMIDA)  
Marín Arnaldos, Francisco (CARM)  
Marín Atucha, Arnaldo (UMU)  
Mora Navarro, José (DG. Calidad Ambiental)  
Simón Andreu, Pedro José (ESAMUR)  
Torralla Mateu, Francisco (UMU)  
Vicente García, José Ramón (DG Agua -CARM)

***Coordinadora OISMA del Grupo de Trabajo:***

Constán Nava, Soraya (Tragsatec)

## *Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor*

### **OBJETIVOS**

Los objetivos acordados en la primera reunión de este grupo son:

1. Identificar y tipificar los contaminantes que recibe el Mar Menor, así como sus fuentes.
2. Asesorar en las medidas de gestión para la reducción de contaminantes en los distintos afluentes de la laguna proponiendo las Mejores Técnicas Disponibles (MTD).

A continuación se detallan las ideas desarrolladas, dentro de cada objetivo, en este Informe:

### **1. Identificar y tipificar los contaminantes que recibe el Mar Menor, así como sus fuentes:**

El Mar Menor sufre un proceso de eutrofización grave. Los elementos y materiales causantes primordiales de la eutrofización son: Nitrógeno (N) y Materia Orgánica (MO), y en menor medida Fósforo (P), aunque se debería hacer más hincapié en las relaciones con otros elementos nutrientes como por ejemplo el silicio (Si), que en la proporción de Redfield (1934) entre C:Si:N:P, que deberían encontrarse en una proporción de aproximadamente 106:16:16:1, sin desdeñar los aportes eólicos de hierro (Fe) a la laguna, ni la proporción N:K en 16:1, que influye en el crecimiento y desarrollo de distintos tipos de microalgas. Pero los contaminantes que llegan a la laguna son más numerosos y variados como: metales pesados y los contaminantes emergentes como: plaguicidas, antibióticos y otros medicamentos.

Los efectos de la eutrofización en los ecosistemas marinos están bien conocidos:

- Proliferación de algas que resulta en agua verde
- Reducida distribución de la vegetación acuática sumergida en profundidad
- Aumento del crecimiento de las molestas macroalgas
- Aumento de la sedimentación
- Aumento del consumo de oxígeno
- Agotamiento del oxígeno en el fondo del agua
- A veces, animales bentónicos y peces muertos.

Las fuentes principales de los elementos causantes de la eutrofización son: las aguas de diferentes orígenes como: agrícola, residuales urbanas, y las aguas procedentes de escorrentías causadas por lluvias torrenciales, además de la deposición seca de los óxidos nitrosos de motores de combustión interna, así como los vientos saharianos que aportan hierro. Las aguas proceden de: drenajes de parcelas agrícolas, escorrentías de lluvias, desbordes de alcantarillado municipal y de aguas subterráneas. Por otro lado sería conveniente controlar que las aguas pluviales no lleguen al Mar Menor. En este sentido, sería conveniente determinar qué Grupo de Trabajo se tiene que ocupar de este extremo.

El aporte de nitratos al Mar Menor es, principalmente, de origen agrícola y urbano, pero se piensa que también se aporta una fuente de nitrógeno, a partir de la deposición seca de los óxidos de nitrógeno procedentes de los gases de escape de vehículos a motor sobre todo de tipo diesel (entre los que cabe destacar a: turismos, camiones, embarcaciones de recreo a motor y aviones,





## *Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor*

entre los más importantes). El P no se ha detectado a elevadas cantidades, y la DQO (Demanda Química de Oxígeno) es según las mediciones realizadas bastante baja, salvo en casos excepcionales de lluvias fuertes en los que se pueden producir alivios procedentes de las redes de alcantarillado municipales, si no tienen suficiente capacidad de almacenamiento y sobrepasan la capacidad de tratamiento de la planta depuradora. Las fuentes habituales de estos dos últimos elementos son las aguas residuales urbanas y de la erosión del suelo. Según García-Pintado *et al.* (2007), de datos históricos, el 50% del nitrógeno inorgánico disuelto proviene de fuentes agrícolas, mientras que el 70% del P total y el 91% del carbono orgánico provienen de fuentes puntuales urbanas. No obstante, con la construcción de las nuevas depuradoras de los municipios del entorno, que corresponden a instalaciones con tratamientos terciarios de última generación, los aportes se han reducido de manera muy importante y con las infraestructuras realizadas por las comunidades de regantes de la zona para reutilizar las aguas depuradas para riego, prácticamente han desaparecido los caudales vertidos por las depuradoras, reutilizándose en todos los casos para riego y, como ya se mencionó anteriormente, sólo en caso de alivios ocasionados por lluvias se están produciendo aportaciones a los cauces que desembocan en Mar Menor.

Con respecto a otras posibles fuentes se cree que la urbanización de “*Camping Caravaning*”, cerca de la Rambla del Albuñón, no cuenta con una red de alcantarillado (quizá cuente con una fosa séptica) y puede provocar infiltraciones de MO al Mar Menor, por lo que sería necesario investigar este tema y darle una solución.

Aunque las lluvias no son nada frecuentes, pero las que se han producido en estos dos últimos meses, nos hace pensar que el control de los alivios de las redes de alcantarillado es necesario y conveniente. La Dirección General del Agua está llevando a cabo obras consistentes en tanques de tormentas, que sin duda ayudarán a reducir el problema, pero posiblemente sea conveniente hacer estudios más profundos de gestión del alcantarillado en tiempo de lluvias para poder disminuir al máximo cualquier posibilidad de alivio. En la actualidad, desde la Dirección General de Calidad Ambiental se están identificando los puntos de vertido procedentes de la red de alivios de los, por ejemplo en Los Alcázares, en donde se está localizando la red de estos alivios aprovechando que se ha levantado la playa después de los episodios de lluvias torrenciales del pasado mes de diciembre de 2016.

En relación con la contaminación por metales pesados como consecuencia de las escorrentías procedentes del área minera del Mar Menor (en la sub-cuenca Sur de la laguna), el grupo considera que sería beneficiosa la participación en este Grupo de Trabajo de depuración de D<sup>a</sup> María José Martínez, dado que ha trabajado en este ámbito. Asimismo, se propone que en las ramblas conocidas que realizan aportes de metales pesados a la laguna, se modifiquen las rocas actuales por un lecho de rocas de naturaleza caliza que favorezca la elevación del pH de las aguas de escorrentía y favorecer así el precipitado de los metales pesados que circulen por esas ramblas, antes de llegar al Mar Menor.

En cuanto a los contaminantes emergentes:

- **Productos farmacéuticos:** Teniendo en cuenta el trabajo de Moreno-González *et al.* (2014) en el que se muestra que se han encontrado 69 productos farmacéuticos a lo largo de cursos de agua costeros en 115 muestras de agua, se estima un total de 11,3 Kg de estos productos los que acceden anualmente a la laguna del Mar Menor, correspondiendo un 46% a antibióticos un 20% a antihipertensivos y un 18% a diuréticos, entre los más cuantiosos. No obstante estos datos hay que matizarlos, ya que las campañas de muestreo se realizaron en los años 2009 y 2010, cuando algunas de las infraestructuras de los regantes para llevarse el agua aún no estaban en servicio, especialmente las de la depuradora de Los Alcázares, por lo que actualmente el problema de este

## *Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor*

tipo de vertidos será muchísimo menor.

- **Plaguicidas y herbicidas:** Según Moreno-González *et al.* (2013) se han detectado 70 contaminantes de distinta naturaleza con gran variabilidad diaria y estacional de su concentración en la Rambla del Albuñón, incluyendo: pesticidas organofosforados, organoclorados, triazinas, bifenilos policlorados o hidrocarburos aromáticos policíclicos entre otros, predominando los insecticidas (9,2 Kg/año) durante el verano, y los herbicidas (7,4 Kg/año) durante el invierno, constatándose la importancia que tiene la carga contaminante que las avenidas hacen llegar a la costa mediterránea, siendo superior, en muchos casos, al total anual que accede a través de las escorrentías superficiales.

## **2. Asesorar en las medidas de gestión para la reducción de contaminantes en los distintos afluentes de la laguna, proponiendo las Mejores Técnicas Disponibles (MTD). (Nitratos)**

Existen varios métodos que permiten la eliminación de nitratos pero ninguno de ellos resuelve por sí solo el problema, ya que dependiendo de las necesidades, características y circunstancias del mismo, será más acertado emplear uno u otro método.

El nitrato es un anión estable y altamente soluble en agua con un bajo potencial para la co-precipitación o adsorción, lo que conduce a que los tratamientos convencionales de aguas como la filtración o el ablandamiento no sean adecuados para su eliminación. En general, los métodos físico-químicos permiten una eliminación efectiva de los nitratos en aguas contaminadas, concentrándolos en una segunda corriente. Este Grupo de Trabajo entiende que hay dos tipos de gestión para reducir la carga de contaminantes en los afluentes del Mar Menor, dependiendo de si se trata de aguas superficiales o si son aguas subterráneas:

### ***A) Descontaminación y depuración de aguas superficiales***

La descontaminación y depuración de las aguas superficiales que llegan al Mar Menor puede hacerse mediante las MTD actuales (Kapoor y Viraraghavan, 1997), a las que habría que añadir la opción que se ha consensuado como la más conveniente por parte del Comité de Expertos consistente en un filtro verde en la desembocadura del Albuñón. A continuación se comentarán las tecnologías mencionadas:

#### **2.1.- Intercambio aniónico**

Entre todos estos métodos, el tratamiento que ofrece los costes más bajos, unido a su grado de desarrollo es el de Intercambio iónico o más acertadamente aniónico, que consiste en utilizar columnas de intercambio aniónico en las que el anión nitrato va a ser intercambiado por aniones cloruro o bicarbonato de la resina. Una vez agotada la resina, se regenera con una disolución concentrada de cloruro de sodio o de bicarbonato de sodio. El principal inconveniente que presenta esta tecnología es el asociado a la regeneración de la resina, por lo que se presenta el agua de mar como una valiosa alternativa para regenerar la columna. No obstante sigue existiendo el problema de qué hacer con ese “concentrado” de nitratos.

## *Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor*

### **2.2.- Ósmosis Inversa**

Un tratamiento que conduce no sólo a la eliminación de los nitratos en aguas, sino que garantiza alcanzar los límites adecuados para considerar el agua tratada como aceptable para su utilización es la Ósmosis Inversa. Este método consiste en forzar el movimiento del disolvente en sentido inverso, haciendo que atraviese la membrana semipermeable y dejando el nitrato y otras especies iónicas a eliminar al otro lado de la membrana. Los problemas asociados con la implementación de esta técnica están relacionados mayoritariamente con la presión empleada y con los relativos a las membranas (ensuciamiento, compactación y deterioro con el uso), por el contacto de las mismas con materia soluble y materia orgánica, bien como partículas coloidales o en suspensión. Asimismo, también se ven afectadas por las variaciones de pH del agua y por la exposición al cloro. También tiene el problema del “concentrado” de la salmuera con una muy elevada concentración de nitratos.

### **2.3.- Electrodialisis**

El tratamiento de eliminación de nitratos en aguas mediante Electrodialisis es un proceso muy semejante al de ósmosis inversa, salvo que en este caso se produce la transferencia de iones a través de una membrana semipermeable de intercambio iónico desde una disolución más concentrada a otra menos concentrada por la aplicación de una corriente eléctrica directa. Aunque se han logrado altos niveles en la reducción de la concentración de los nitratos en agua, se han detectado problemas importantes en el caso de tratar aguas con bajo contenido en sales de calcio y magnesio. Asimismo, la membrana a través de la cual pasan los iones, es específica de cationes o de aniones, reduciendo su versatilidad. Puesto que es una técnica de concentración, sigue teniendo los mismos problemas que los sistemas anteriores.

### **2.4.- Bioelectrogénesis**

A pesar de los esfuerzos investigadores hacia esta técnica, la Bioelectrogénesis se encuentra todavía en fase de desarrollo, alcanzándose una actividad electrógena de entre 254 y 418 mV y entre 1,37 y 3,87 mA (Raghavulu *et al.*, 2013). La bioelectrogénesis es un proceso mediante el cual ciertas bacterias pueden oxidar la materia orgánica y transmitir electrones a una superficie dada, generada una superficie conductora (por ejemplo, superficie de grafito). Este tipo de bacterias se denominan bacterias electrogénicas. Para aprovechar la descomposición de la materia orgánica las pilas de combustible microbianas (MFC, Microbial Fuel Cell), permiten convertir la energía química contenida en la materia orgánica en energía eléctrica mediante la acción de las bacterias. El concepto de la electrogénesis microbiana es la “comunicación” entre las bacterias y un material conductor en el que puedan depositar o aceptar electrones. Hay una cámara anódica anaerobia, con un electrodo en donde las bacterias actúan sobre la materia orgánica y producen electricidad y CO<sub>2</sub>, y separada de ella por una membrana selectiva a H<sup>+</sup>, hay otra cámara catódica aerobia con otro electrodo comunicado con el anterior en donde reaccionan O<sub>2</sub> + H<sup>+</sup> → H<sub>2</sub>O. Los últimos trabajos con la bacteria *Pseudomonas stutzeri* asistida con compuestos húmicos (Xiao *et al.*, 2016) parecen aumentar las esperanzas de contar con un nuevo método para mejorar la desnitrificación bacteriana.

### **2.5.- Desnitrificación química**

## *Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor*

La desnitrificación puede desarrollarse por un proceso químico mediante el empleo de hidróxido de hierro en presencia de un catalizador de cobre. Los resultados alcanzados mostraron que la relación requerida de hierro-nitrato era muy alta, la cual hace inviable cualquier aplicación industrial ya que el coste sería muy elevado produciéndose fangos con un alto contenido en hierro. También se ha utilizado aluminio en polvo en la desnitrificación química, donde se obtiene como producto principal amoníaco, al que es necesario eliminar mediante “*stripping*” con aire.

### **2.6.- Desnitrificación catalítica**

Un método altamente atractivo y altamente prometedor que se presenta para la eliminación de nitratos es la Reducción o Desnitrificación Catalítica. Tanto los nitratos como los nitritos se pueden eliminar del agua empleando un agente reductor como hidrógeno, ácido fórmico, etc. Utilizando además un catalizador. En este proceso el nitrato seguiría la misma ruta de reacción que en la desnitrificación biológica hasta la formación de nitrógeno gas (N<sub>2</sub>) (Prüsse *et al.*, 2008). Sin embargo, también aparece un producto no deseado, amonio. En la década de los 90 se emplearon catalizadores basados en metales nobles, los cuales sólo presentaban características adecuadas para la hidrogenación de nitritos. Es necesario el desarrollo de catalizadores bimetálicos para eliminar los nitratos y para alcanzar una selectividad alta hacia el producto no tóxico de la ruta de reacción, es decir el gas N<sub>2</sub>. El método de preparación afecta en gran medida la actividad y la selectividad por lo que es también crucial la elección del soporte. El soporte más estudiado ha sido alúmina aunque también se han utilizado sílice, óxido de titanio, óxido de zirconio, carbón activado (Thielecke *et al.* (2007). Si bien, los resultados alcanzados son muy prometedores, en la actualidad no existen plantas industriales que desarrollen este tratamiento. Sin embargo, si la tendencia mostrada por la legislación a disminuir los niveles de nitratos persiste, esta técnica sería una buena candidata para lograr este fin.

### **2.7.- Desnitrificación biológica**

Respecto a la desnitrificación biológica, método comúnmente y altamente efectivo, usado en el tratamiento de aguas tanto urbanas como industriales. La desnitrificación biológica se produce en condiciones anóxicas, en la que el nitrato es reducido hasta gas dinitrógeno (N<sub>2</sub>) a través de varias etapas en serie en las que aparecen como productos intermedios: nitritos, óxido nítrico y óxido nítrico. El desarrollo de la desnitrificación biológica es factible tanto con bacterias heterótrofas como autótrofas. Las bacterias heterótrofas utilizan fundamentalmente como sustrato orgánico metanol, etanol y ácido acético que se emplean como aporte de carbono para el crecimiento celular. Los procesos de desnitrificación biológica heterótrofa se han aplicado a escala industrial en mayor medida debido fundamentalmente a la mayor velocidad con que se desarrolla este proceso. Los reactores de lecho fluidizado y de lecho fijo son los escogidos para desarrollar este tratamiento biológico, siendo los de lecho fluidizado los que proporcionan mayores velocidades en la eliminación de nitratos. Sin embargo, con estos sistemas de reacción, se requiere un mayor control del proceso. Aunque la desnitrificación biológica es muy efectiva en la eliminación de nitratos, presenta algunos inconvenientes entre los que se pueden incluir la reducción importante en la velocidad de desnitrificación cuando se opera a bajas temperaturas y la necesidad de un tratamiento posterior del agua debido fundamentalmente a la presencia de bacterias y del sustrato empleado, si éste efluente va ser utilizado para consumo de personas o de animales.

En la depuradora de Los Alcázares se están estudiando diversas tecnologías para llevar a cabo la desnitrificación, con el fin de contar con el máximo número de alternativas para el caso de que

## *Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor*

hubiera que apoyar la solución prevista o sea necesario por cualquier otra razón. En primer lugar se estudió un sistema biológico consistente en un tratamiento biológico mediante bacterias desnitrificantes específicas, suministradas por el tecnólogo, y una filtración posterior, y con aporte de ácido acético como fuente de materia orgánica y ácido fosfórico. Con concentraciones elevadas de nitratos funcionó el sistema, con rendimientos del orden del 90 %, pero al pasar a concentraciones más elevadas de salmueras de desalación se generaron problemas y los resultados fueron mucho peores. No obstante, el coste de este sistema por el consumo de ácido acético es elevado y además se depende de la cepa de bacterias del tecnólogo.

También se está trabajando con la desnitrificación biológica, a partir de las bacterias desnitrificantes de las depuradoras de aguas residuales. Se han llevado a cabo pruebas en laboratorio, constatándose la viabilidad y ahora se está trabajando en una planta piloto de mayor tamaño en la depuradora de Los Alcázares. La principal problemática se ha derivado de la necesaria aclimatación de las bacterias desnitrificantes, que trabajan con un rango máximo de funcionamiento de unos 6.000  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , frente a valores superiores a los 20.000  $\mu\text{S}/\text{cm}$  en el agua problema en algunos casos, una gran variabilidad de las aguas a tratar y unas bajas temperaturas en el arranque, que dificultan las reacciones de desnitrificación. El aporte de materia orgánica se lleva a cabo mediante ácido acético. Los rendimientos de eliminación obtenidos, tras la fase de aclimatación, están siendo del orden del 90% con tiempos de retención de 1 día. Cuando el proceso de desnitrificación esté totalmente consolidado, se va a seguir trabajando en las condiciones de funcionamiento en dos líneas: Por una parte en intentar reducir los tiempos de retención, para poder encontrar el tamaño mínimo de la planta necesario y por otra en buscar otros posibles aportes de materia orgánica que sean adecuados y tengan bajo coste, para reducir el coste de la desnitrificación.

Posteriormente se estudió el sistema de bioelectrogénesis, con una planta piloto alimentada por el rechazo de una desalobrador. La mayor ventaja a priori de este sistema es que no necesita prácticamente materia orgánica para la desnitrificación, sino un consumo muy reducido de electricidad, por lo que presentaría grandes ventajas desde el punto de vista de los costes de desnitrificación. A nivel de laboratorio el sistema funcionó correctamente, pero al instalar una planta piloto y alimentarla con agua de rechazo de una desalobrador se generaron problemas dada la naturaleza del agua que tenía una concentración elevada de cloruros. Estos cloruros dieron lugar a la formación de derivados del cloro que actuaron como desinfectante, eliminando las bacterias que llevan a cabo el proceso de bioelectrogénesis. Se está trabajando actualmente en varias líneas para ver si se consigue resolver este problema.

También se está trabajando con la desnitrificación biológica, a partir de las bacterias desnitrificantes de las depuradoras de aguas residuales. Se han llevado a cabo pruebas en laboratorio, constatándose la viabilidad y ahora se está trabajando en una planta piloto de mayor tamaño en la depuradora de Los Alcázares. La principal problemática se ha derivado de la necesaria aclimatación de las bacterias desnitrificantes, que trabajan con un rango máximo de funcionamiento de unos 6000  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , frente a valores superiores a los 20000  $\mu\text{S}/\text{cm}$  en el agua problema en algunos casos, una gran variabilidad de las aguas a tratar y unas bajas temperaturas en el arranque, que dificultan las reacciones de desnitrificación. El aporte de materia orgánica se lleva a cabo mediante ácido acético. Los rendimientos de eliminación obtenidos, tras la fase de aclimatación, están siendo del orden del 90% con tiempos de retención de 1 día. Cuando el proceso de desnitrificación esté totalmente consolidado, se va a seguir trabajando en las condiciones de funcionamiento en dos líneas : Por una parte en intentar reducir los tiempos de retención, para poder encontrar el tamaño mínimo de la planta necesario y por otra en buscar otros posibles aportes de materia orgánica que sean adecuados y tengan bajo coste, para reducir el coste de la desnitrificación.

## *Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor*

Dado que el humedal que se va a construir en la desembocadura de la rambla del Albuñón, ya ha sido explicado por parte de la Dirección General del Agua y se ha expuesto el proyecto definitivo, se comentarán algunos aspectos importantes en el siguiente apartado B de actuaciones en origen. Queremos resaltar que la puesta en marcha de este humedal será muy beneficiosa puesto que si es capaz de desnitrificar las aguas de la rambla del Albuñón, el problema estará resuelto, y si se da el caso de que no consiguiera llegar hasta los valores requeridos en el punto de vertido, el sistema de afino en el que se está trabajando llegaría hasta dichos límites ahorrando en reactivos, que es la parte con mayor coste del tratamiento. También será adecuado para eliminar algunas sustancias que pudieran llegar, tales como pesticidas o plaguicidas. Y por último resaltar la capacidad del humedal para homogeneizar los caudales que le lleguen, aspecto este de gran interés por si se necesitara emplear los métodos de apoyo a la desnitrificación.

Y ya para terminar, comentar que se van a probar también en la depuradora de Los Alcázares otros humedales alternativos, sugeridos por miembros del comité de la UMU y de la UPCT con el apoyo del CENTA, para evaluar su eficacia y su posible uso posterior.

### ***B) Descontaminación y depuración de aguas profundas***

Para el caso de las aguas profundas, y en el caso de la presencia de nitratos en las aguas, este Grupo de Trabajo, considera que hay que tener presente una serie de premisas importantes. El nitrógeno es un nutriente esencial para las plantas. Se absorbe del suelo y debe reemplazarse para mantener la fertilidad del terreno y la productividad agrícola. La mayor parte del nitrógeno se encuentra en el suelo de forma orgánica y las plantas sólo pueden utilizar el nitrógeno inorgánico (mineral), para ello debe ser descompuesto por los microorganismos del suelo de su forma orgánica a mineral. Pero esto entraña a su vez dos problemas: Primero: que es un proceso lento y que no siempre se produce en la cantidad requerida en cada momento por el cultivo; y Segundo: que los microorganismos son más activos cuando las condiciones son ideales para ellos, pero no para cuando los cultivos necesitan en mayor medida el nitrógeno, en muchos casos. Y por si esto no fuera poco, hay también dos orígenes principales de la contaminación del agua por nitratos: a) Si los cultivos no están en crecimiento, las plantas no consumen el nitrato producido por la acción de los microorganismos y éste, puede ser arrastrado por el agua de lluvia hasta los ríos y acuíferos; b) Los agricultores, al fertilizar los campos, pueden exceder las necesidades que las plantas presentan en cada momento, por lo que el fertilizante queda en el suelo y puede ser transportado por el agua de lluvia o de los riegos y contaminar las aguas superficiales y subterráneas de la zona. Todos los trabajos publicados sobre la contaminación de los recursos de agua por nitratos concluyen claramente que el lixiviado de los fertilizantes agrícolas es el principal origen. Pero el problema es más por las prácticas agrícolas en general, que por el uso en sí de los abonos artificiales. Ya que según el trabajo de Pellicer *et al.* (2009) la lixiviación de nutrientes resulta consecuente con la cantidad de agua percolada, más que de la cantidad de nitratos adicionada. Pero la concentración de nitratos en ríos y aguas subterráneas se ha incrementado de manera constante durante la segunda mitad del siglo XX y es de prever que la concentración de nitratos en el agua de los acuíferos continúe incrementándose, en los acuíferos, porque incluso si estos compuestos se prohibieran en su conjunto de manera instantánea, o las tierras dejaran de ser cultivadas en la actualidad, seguirían incrementándose los niveles de nitratos durante años, debido al tiempo de retraso que existe entre la aplicación del fertilizante y su aparición en las muestras de aguas (Mariñosa, 2014).

Es por todo esto que, este Grupo de Trabajo, recomienda actuar en origen mediante las siguientes pautas:

## *Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor*

### \* De manera preventiva:

- Reduciendo la utilización de los fertilizantes y haciendo un buen uso de los mismos, teniendo en cuenta la cantidad de nitrógeno presente en el suelo; y prestar especial cuidado al estiércol y abonos de origen animal esparciéndolo uniformemente y en cantidades adecuadas. Tener en cuenta la aplicación de los criterios de actuaciones en zonas hidrogeológicas de influencia agropecuaria (ZHINA), de acuerdo al informe de la Confederación Hidrográfica del Segura de fecha 26 de mayo de 2016.

- Modificando o mejorando determinadas prácticas agrícolas o de cultivos: por ejemplo: reducir los períodos de barbecho, cultivar transversalmente los terrenos en pendiente, evitar labores agrícolas en otoño y en periodos de lluvias intensas, realizar reforestaciones, etc.

### \* De forma correctiva:

Reducir su concentración en el agua mediante tratamiento: Filtros verdes y también posteriormente por intercambio iónico-resinas, ósmosis inversas-membranas y desnitrificación: biológica o bacteriana y catalítica, según necesidades de depuración y calidad del agua del efluente obtenido.

Los lixiviados procedentes de la actividad agrícola desarrollada en el Campo de Cartagena pueden ser tratados en origen a través de biofiltros o humedales artificiales.

Beneficios medioambientales. Los humedales artificiales están siendo ampliamente desarrollados en todo el mundo, como alternativa de bajo coste de instalación/operación/mantenimiento, alta integración medioambiental y mayor resistencia a las variaciones de carga que los sistemas convencionales (Vymazal *et al.*, 2006; Kadlec y Wallace, 2009). Estudios recientes han demostrado la remoción de nitrógeno, en sus diferentes formas, así como la carga orgánica del agua residual (Caballero, 2013; Caballero *et al.*, 2015).

Efectos a medio-plazo. Resultan efectivos para la depuración de aguas residuales y lixiviados, especialmente como tratamientos secundarios in situ, dado que la vegetación y microorganismos del sistema biológico pueden adaptarse a las condiciones del influente y metabolizar/inmovilizar diversos compuestos y potenciales contaminantes orgánicos e inorgánicos.

Datos operacionales. El sistema de depuración integral desarrollado por el Grupo GARSA-UPCT en colaboración con el IMIDA, el CIFEA y la Consejería de Agua, Agricultura y Medio Ambiente de la CARM, ha sido construido a escala semi-industrial y consta de diferentes módulos que van incrementando sucesivamente la eficiencia de remoción de los potenciales contaminantes del agua residual, incluyendo una balsa de estabilización (Polprasert y Kittipongviset, 2011). El sistema se encuentra en la propia explotación agrícola-ganadera. Posteriormente, se han diseñado y construido otros sistemas a escala industrial ubicados en otras explotaciones de la Región de Murcia. Los parámetros operacionales más señalados son: tiempo de retención hidráulica (TRH), estacionalidad, caracterización del influente, caudal de entrada, condiciones ambientales y escala de trabajo (Sehar *et al.*, 2015).

Aplicabilidad. Este sistema de depuración ha resultado bastante efectivo para la reducción de ciertos parámetros en aguas residuales tras una separación física en las propias explotaciones agrarias. Los contenidos de N orgánico descienden considerablemente así como las concentraciones de Cu y Zn. La depuración con estos sistemas conlleva un programa de seguimiento detallado de la evolución de los principales parámetros físico-químicos y microbiológicos del efluente así como el estudio de los procesos que se llevan a cabo en el interior del biofiltro, tanto los relativos a la acción del sustrato y de la planta como aquellos relacionados

## *Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor*

con la interacción entre ambos. La Universidad Politécnica de Cartagena en colaboración con el IMIDA, cuenta con la patente del sistema de depuración integral “Humedal artificial y uso del mismo para la fitopurificación de efluentes líquidos- ES 2 363 363 B2” (Caballero-Lajarín *et al.*, 2012). De igual forma, los programas de seguimiento durante la aplicación del agua regenerada desarrollados por GARSA incluyen el estudio de la evolución del suelo, lixiviados y cultivos con una metodología que amplía, tanto en número de muestras como en parámetros a analizar, la Orden de 16 de junio de 2016 sobre programas actuación para las zonas vulnerables de la Región de Murcia.

Factores económicos. Cada celda de este tipo de humedal, tiene una capacidad depurativa media de 12 m<sup>3</sup>, con TRH que varían entre 3 y 7 días (Muñoz *et al.*, 2016), por lo que puede implementarse en explotaciones convencionales de tamaño medio para el tratamiento de aguas residuales o de lixiviados. Las proporciones de las celdas que constituyen el humedal son 27 m de largo x 2,5 m de ancho y 1 m de profundidad. Los costes de construcción se estiman en 25.000 €, para un sistema compuesto por 3 celdas, presentando unos costes de operación y mantenimiento muy reducidos, a lo que se une una mano de obra no especializada.

Implementación. El tratamiento con humedales artificiales consigue elevadas eficiencias de depuración, con la salvedad de Cl<sup>-</sup>, mientras que Na<sup>+</sup> se ve más influenciado por factores relacionados con la estacionalidad y características del influente. La utilización del efluente obtenido debería considerarse como enmienda orgánica a aplicar en cultivos y suelos tolerantes a la salinidad. La aplicación del análisis del ciclo de vida en el estudio de la depuración con humedales ha demostrado una disminución en: depleción abiótica, eutrofización, acidificación y calentamiento global. Por otro lado, la valorización agronómica del efluente depurado supone la reducción del agua de riego necesaria.

La depuración de diversos influentes mediante sistemas integrales de tratamiento basados en biofiltros, persigue su regeneración atendiendo a los usos definidos en el RD 1620/2007, que establece tres calidades para la reutilización en suelo agrícola del agua regenerada. Además, los filtros verdes con macrófitas están recogidos en la Guía para la Aplicación del RD 1620/2007 por el que se establece el Régimen Jurídico de la Reutilización de las Aguas Depuradas (MAGRAMA, 2010a), como técnicas o prácticas para mejorar la calidad del agua regenerada.

Asimismo, la depuración de aguas residuales de origen ganadero en las propias explotaciones es medioambientalmente, económicamente y socialmente sostenible con este sistema. Así, el Grupo de Investigación GARSA cuenta con varias experiencias a escala industrial centradas en solucionar el problema de las deyecciones ganaderas en la Región de Murcia. En este sentido, cabe mencionar que el nuevo documento BREF “Intensive Rearing of Poultry or Pigs”, que se encuentra en proceso de revisión, incluye los humedales artificiales como técnica para el tratamiento de aguas residuales, con importantes porcentajes de remoción para N, P y microorganismos (Capítulo 4, apartado 4.15.2.2). Por su parte, la Guía de Mejores Técnicas del Sector Porcino (MAGRAMA, 2010 b), describe como técnica para el tratamiento de purines los procesos de nitrificación-desnitrificación, que de forma natural tienen lugar en el interior de los humedales artificiales descritos, gracias tanto a su diseño constructivo como a la optimización de los parámetros operacionales.

## **Conclusiones al informe**

Consideramos que existe una excesiva focalización en el contenido de nitratos de las aguas como causa en exclusiva de la eutrofización de las aguas de la laguna del Mar Menor, y creemos que no





## *Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor*

se presta la debida atención a los contenidos y/o proporciones de otros elementos como: Silicio, Hierro y Potasio, aparte de los contenidos en Materia orgánica como fuente de Carbono y de Fósforo, y sus diferentes proporciones con respecto al Nitrógeno y entre ellos mismos. Todos estos elementos presentan un efecto e influencia, suficientemente probada, en el desarrollo de microalgas en las masas de aguas dulces y en las salobres, y en las alteraciones de los sistemas acuáticos. Por lo que se recomienda que en los siguientes análisis se tengan también en cuenta la inclusión de los niveles de estos elementos, en la medida de las posibilidades presupuestarias.

La existencia en las aguas que fluyen a la laguna de los denominados Contaminantes Emergentes (herbicidas, insecticidas, fungicidas y medicamentos tales como: antibióticos, antidepresivos, diuréticos, etc) pueden tener efectos directos e indirectos sobre la fauna y flora de este sistema acuático que en la actualidad se desconocen, por lo que sería conveniente un mayor esfuerzo de investigación en este sentido.

El flujo de metales pesados a la laguna, sobretudo en la sub-cuenca sur de la laguna (a través de las Ramblas: Del Beal, Ponce, Carrasquilla y del Miedo) en los casos de avenidas como consecuencia de episodios de lluvias torrenciales debe ser objeto de consideración, realizándose acciones que impidan o al menos rebajen las cantidades que se aportan. Una de las acciones que se aconseja desde este Grupo de Trabajo es la inclusión en los cauces de dichas ramblas de piedras de naturaleza calcárea o caliza para que cuando fluya el agua de lluvia estas piedras aumenten el pH del agua y favorezcan la precipitación de los metales pesados antes de su llegada al Mar Menor. Asimismo, se recomienda la realización de labores de reforestación para evitar escorrentías, para evitar que los metales pesados lleguen a la laguna.

Existen en la actualidad muchas técnicas disponibles que pueden ayudarnos a la eliminación de la contaminación por nitratos y otros elementos contaminantes, unas con un fundamento más físico, otras claramente químico, incluso las hay físico-químico y por supuesto hay también técnicas con un fundamento biológico (bacteriano), y cada una de ellas con sus “pro” y sus “contra” dependiendo del grado efectividad que se quiera conseguir y de los costes que se puedan asumir. De todas ellas este grupo se decanta a favor de la Desnitrificación biológica como una de las técnicas menos costosa y más efectivas de las que existen en la actualidad, y a la que se ha dedicado un gran esfuerzo investigador en las últimas décadas.

Los filtros verdes/humedales artificiales pueden ser unos buenos aliados en la lucha contra gran parte de los contaminantes de las aguas residuales, pero con una efectividad “no total” para conseguir un nivel de vertido a cauce público, por lo que la reutilización de sus efluentes, en parcelas agrícolas, es obligatoria. En caso necesario de realizar una depuración más exhaustiva, este Grupo de Trabajo considera que la aplicación de la técnica de Desnitrificación Biológica, sobre la base de reactores biológicos para el tratamiento de dichos efluentes, y situada a la salida de los filtros verdes puede ser una opción realista y muy efectiva, capaz de tratar grandes volúmenes de agua con unos tiempos de retención hidráulica muy bajos (12-18 horas) y una gran efectividad en la operación de desnitrificación.

La aplicación de purines como tal no es recomendable, por lo que se insta a su uso como biogás y compostaje. Se recomienda la realización de planes de control de alivios en Red de Alcantarillados Municipales. Se sugiere valorar la alternativa de los humedales en caso de que se plantee por parte de los agricultores y de la Confederación Hidrográfica del Segura la creación de balsas con salmueras. Se recomienda el desarrollo de planes de movilidad (carril bici, transporte público) para disminuir la deposición seca de nitrógeno.

## *Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor*

### REFERENCIAS

- Caballero-Lajarín, A. 2013. Sistema de depuración de aguas residuales de origen ganadero. Humedales artificiales. Tesis doctoral. Universidad Politécnica de Cartagena. Cartagena, 307 pp.
- Caballero-Lajarín, A., Faz Cano, A., Lobera Lössel, J.B. 2012. Humedal artificial y uso del mismo para la fitopurificación de efluentes líquidos. Patent: ES 2 363 363 B2.
- Caballero-Lajarín, A.; Zornoza, R.; Faz, A.; Lobera, J.B.; Muñoz, M.A.; Domínguez-Oliver, S.G. 2015. Combination of Low-Cost Technologies for Pig Slurry Purification Under Semiarid Mediterranean Conditions. *Water Air Soil Pollut.* 226:341
- García-Pintado J., Martínez-Mena M., Barberá G.G., Albaladejo J. y Castillo V.M. 2006 “Anthropogenic nutrient sources and loads from a Mediterranean catchment into a coastal lagoon: Mar Menor, Spain” En: *Sci. Total Environ.* 373(1): 220-39.
- Kadlec, R.H., Wallace, S.D. 2009. *Treatment Wetlands*. CRC Press, Boca Raton, FL, USA.
- Kapoor A. y Viraraghavan T. 1997 “Nitrate removal from drinking water: Review” En *J. Environ Engineering* 123 (4): 371-80.
- MAGRAMA. 2010 a. Guía para la Aplicación del R.D. 1620/2007 por el que se establece el Régimen Jurídico de la Reutilización de las Aguas Depuradas. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. Secretaría General Técnica-Centro de Publicaciones. Madrid. 128 pp.
- MAGRAMA. 2010 b. Guía de Mejores Técnicas Disponibles del Sector Porcino. Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino. En: [http://www.mapama.gob.es/es/ganaderia/publicaciones/GuiaMTDsSectorPorcino\\_tcm7-5872.pdf](http://www.mapama.gob.es/es/ganaderia/publicaciones/GuiaMTDsSectorPorcino_tcm7-5872.pdf).
- Mariñosa R. 2014 Conferencia “El problema de los nitratos: Alternativas” Huesca 28 de mayo de 2014. Instituto Aragonés del Agua. Gobierno de Aragón.
- Moreno-González R., Campillo J.A., García V. y León V.M. 2013 “Seasonal input of regulated and emerging organic pollutants through surface watercourses to a Mediterranean coastal lagoon” En: *Chemosphere* 92 (3): 247-57.
- Moreno-González R., Rodríguez-Mozaz S., Gros M., Pérez-Cánovas E., Barceló D. y León V.M. 2014 “Input of pharmaceutical through coastal surface watercourses into a Mediterranean lagoon (Mar Menor, SE Spain): Sources and seasonal variations” En: *Sci. Total Environ.* 490: 59-72.
- Muñoz, M.A., Rosales, R.M., Gabarrón, M., Faz, A., J. A. Acosta. 2016. Effects of the Hydraulic Retention Time on Pig Slurry Purification by Constructed Wetlands and Stabilization Ponds. *Water Air Soil Pollut.* 227:293
- Pellicer C., Pérez A. y Abadía A. 2009 “Contaminación por nitratos de los suelos y aguas en el Campo de Cartagena” En: *Vida Rural* 286: 45-9.
- Polprasert, C., Kittipongvises, S. 2011. 4.10 - Constructed Wetlands and Waste Stabilization Ponds, In *Treatise on Water Science*, edited by Peter Wilderer, Elsevier, Oxford, pp. 277-299.
- Prüsse U., Thielecke N. y Vorlop K-D. 2008 “Catalysis in Water Remediation” En: *Handbook of Heterogeneous Catalysis Part 11: Environmental Catalysis* Ed. Wiley-VCH.
- Raghavulu S.V., Modestra J.A., Amulya K., Reddy C.N., y Venkata Mohan S. 2013 “Relative effect of bioaugmentation with electrochemically active and non-active bacteria on bioelectrogenesis in microbial fuel cell” En: *Bioresour. Technol.* 146: 696-703
- Sehar, S., Sumera, Naeem, S., Perveen, I., Ali, N., Ahmed, S. 2015. A comparative study of macrophytes influence on wastewater treatment through subsurface flow hybrid constructed wetland, *Ecol. Eng.*, 81, 62-69.
- Simón P.J. 2017 Comunicación personal. ESAMUR.
- Thielecke N. Vorlop K.D. y Prüsse U. 2007 “Long-term stability of an Au/Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub> catalyst prepared by incipient



## *Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor*

wetness in continous-flow glucose oxidation” En: Catal. Today 122: 266-9.

Vymazal, J., Greenway, M., Tonderski, k., Brix, H., Mander, U. 2006. Constructed wetlands for wastewater treatment. Wetlands Nat. Resour. Manage. 190, 69-96.

Xiao Z., Awata T., Zhang D., Zhang C., Li Z. y Katayama A. 2016 “Enhanced denitrification of *Pseudomonas stutzeri* by a bioelectrochemical system assisted with solid-phase humin” En: J. Biosci. Bioeng. 122(1): 85-91.

## **APÉNDICE 15.**

### **ESTIMACIÓN EMISIONES DE GASES DE EFECTO INVERNADERO DE LAS INFRAESTRUCTURAS DE GESTIÓN DE LOS RECURSOS HÍDRICOS**



“Análisis de soluciones para el objetivo del vertido cero al Mar Menor proveniente del Campo de Cartagena”

---

# ESTIMACIÓN DE LAS EMISIONES DE GASES DE EFECTO INVERNADERO DE LAS INFRAESTRUCTURAS PARA LA GESTIÓN DE LOS RECURSOS HÍDRICOS

(Marzo 2019)





# Índice

Índice .....	3
Tablas .....	4
Figuras .....	5
1 Introducción.....	7
2 Objetivo .....	7
3 Consideraciones previas .....	7
4 Fundamentos metodológicos.....	8
4.1 Metodología adoptada.....	8
4.2 Establecimiento de límites.....	9
4.3 Datos de actividad y factores de emisión .....	10
5 Estimación de las emisiones de GEI .....	12
5.1 Situación actual .....	14
5.2 Alternativa 5.B.....	15
5.3 Alternativa 6.B.....	16
5.4 Alternativa 6.C1.....	18
5.5 Alternativa 6.C2.....	20
6 Emisiones por combinación de actuaciones.....	21
6.1 Situación actual .....	21
6.2 Alternativas 5.B y 6.B.....	23
6.3 Alternativas 5.B y 6.C1.....	25
6.4 Alternativas 5.B y 6.C2.....	27
6.5 Comparativa de emisiones según combinaciones.....	29
7 Referencias bibliográficas .....	31



# Tablas

Tabla 1. Fuentes de emisión consideradas .....	10
Tabla 2. Factores de emisión utilizados en el estudio .....	11
Tabla 3. Potencial de Calentamiento Global de GEI. Fuente: IPCC, 2007 .....	12
Tabla 4. Volúmenes asociados a la alternativa 5.B+6.B .....	13
Tabla 5. Volúmenes asociados a la alternativa 5.B+6.C1 .....	13
Tabla 6. Volúmenes asociados a la alternativa 5B+6.C2 .....	14
Tabla 7. Emisiones de la instalación y la explotación de la situación actual .....	14
Tabla 8. Emisiones anuales de la instalación amortizada y la explotación según alcances de la situación actual .....	15
Tabla 9. Emisiones de la instalación y la explotación de la alternativa 5.B .....	16
Tabla 10. Emisiones anuales de la instalación amortizada y la explotación según alcances de la alternativa 5.B .....	16
Tabla 11. Emisiones de la instalación y la explotación de la alternativa 6.B .....	17
Tabla 12. Emisiones anuales de la instalación amortizada y la explotación según alcances de la alternativa 6.B .....	18
Tabla 13. Emisiones de la instalación y la explotación de la alternativa 6.C1 (salmueroproducto) .....	19
Tabla 14. Emisiones anuales de la instalación amortizada y la explotación según alcances de la alternativa 6.C1 (salmueroproducto) .....	19
Tabla 15. Emisiones de la instalación y la explotación de la alternativa 6.C2 (balsas 3) .....	20
Tabla 16. Emisiones anuales de la instalación amortizada y la explotación según alcances de la alternativa 6.C2 (balsas) .....	21
Tabla 17. Emisiones de la instalación y la explotación de la situación actual .....	21
Tabla 18. Emisiones anuales de la instalación amortizada y la explotación según alcances de la situación actual .....	22
Tabla 19. Emisiones de la instalación y la explotación 5.B + 6.B .....	23
Tabla 20. Emisiones anuales de la instalación amortizada y la explotación según alcances de 5.B +6.B .....	24
Tabla 21. Emisiones de la instalación y la explotación de la combinación 6.B + 6.C1 .....	25
Tabla 22. Emisiones anuales de la instalación amortizada y la explotación según alcances de la combinación 6.B + 6.C1 .....	26
Tabla 23. Emisiones de la instalación y la explotación de la combinación 6.B + 6.C2 .....	27
Tabla 24. Emisiones anuales de la instalación amortizada y la explotación según alcances de la combinación 6.B + 6.C2 .....	28

# Figuras

Figura 1 Metodología de cálculo adoptada en el presente estudio .....	9
Figura 2. Origen de las emisiones de GEI según alcances. Fuente: GHG Protocol, 2001 .....	10
Figura 3. Gráfico representativo del porcentaje de emisiones anuales totales según alcances para la situación actual.....	22
Figura 4. Gráfico representativo del porcentaje de emisiones anuales totales según alcances para la combinación 5.B +6.B.....	24
Figura 5. Gráfico representativo del porcentaje de emisiones anuales totales según alcances para la combinación 6.B + 6.C1 .....	26
Figura 6. Gráfico representativo del porcentaje de emisiones anuales totales según alcances para de la combinación 6.B + 6.C2 .....	28
Figura 7. Gráfico comparativo de las emisiones de la instalación de las actuaciones según combinación de alternativas .....	29
Figura 8. Gráfico comparativo de las emisiones de la explotación de las actuaciones según según combinación de alternativas .....	29
Figura 9. Gráfico comparativo de las emisiones anuales de la instalación amortizada y la explotación de las actuaciones según combinación de alternativas .....	30
Figura 10. Gráfico comparativo de las emisiones anuales de la instalación amortizada y la explotación de las actuaciones según alcances y según combinación de alternativas.....	30



# 1 Introducción

El cambio climático es, en la actualidad, uno de los mayores problemas a los que se enfrenta la sociedad. La creciente emisión de gases de efecto invernadero (GEI en adelante) asociada al desarrollo industrial durante las últimas décadas ha provocado una complicada situación cuya solución está en manos de todos. No sólo los gobiernos tienen la capacidad de reducir las emisiones a través de compromisos internacionales, sino que desde otros niveles se puede ayudar en gran medida a la mitigación de los efectos del cambio climático.

Este documento recoge una estimación de emisiones de GEI que podrían derivarse de la puesta en marcha de las infraestructuras de las principales actuaciones relacionadas con la gestión de los recursos hídricos: "Actuación 5 Extracción directa para el drenaje del acuífero" y "Actuación 6 Extracción por aprovechamiento mediante pozos". Se trata de un cálculo **ex ante** de emisiones de GEI, es decir, unas potenciales emisiones que podrían provenir de la instalación y explotación de las actuaciones consideradas, no tratándose, por tanto, de emisiones reales.

Este estudio busca poner de manifiesto la preocupación por el aporte de emisiones de GEI como consecuencia de la puesta en marcha de las actuaciones propuestas, proporcionando además nuevos criterios de gestión a valorar en el planteamiento de las soluciones de la problemática del acuífero.

## 2 Objetivo

El objeto general del presente documento es estimar las emisiones de GEI arrojadas a la atmósfera como consecuencia de la instalación y explotación de las actuaciones 5 y 6 propuestas en el documento "Análisis de soluciones para el objetivo del vertido cero al Mar Menor proveniente del Campo de Cartagena".

Como objetivo estratégico, se espera que el estudio proporcione nuevos criterios a valorar en el análisis de las alternativas, que posibiliten un proceso de toma de decisiones acorde a una mejora en la gestión de los recursos hídricos del acuífero teniendo presente el objetivo "vertido cero" al Mar Menor.

## 3 Consideraciones previas

En primer lugar, se debe tener en cuenta que el presente estudio se basa en el fundamento metodológico de la norma ISO 14.064-parte 1, que describe las directrices y orientaciones para la cuantificación y la declaración de las emisiones y reducciones de GEI a nivel de organización. Sin embargo, no se trata de un estudio de emisiones de GEI de una entidad corporativa, ni basa los cálculos en datos de consumos reales, por tanto, este informe de emisiones no tiene obligatoriedad de acogerse a lo declarado en dicha norma.

En segundo lugar, se debe considerar el nivel de detalle de las actuaciones presentadas en cada actuación, que corresponde a una fase de análisis de alternativas y, por tanto, los datos de partida de que se dispone para el estudio son indeterminados, lo que precisa del planteamiento de unas hipótesis muy generales en las que basar la estimación de emisiones. En el planteamiento de estas hipótesis se ha considerado la fase de instalación y de explotación, y se ha tenido el cuidado de plantear hipótesis similares en actuaciones similares, así como las mismas fuentes de emisión, para hacer comparables entre sí las emisiones obtenidas para cada alternativa.

En tercer lugar, las metodologías a las que se hace referencia en el apartado de fundamentos metodológicos tienen enfoque a organización y establecen obligatoriedad en las emisiones de alcance 1 y 2, pero permiten que las emisiones de alcance 3 (es decir, las generadas por el consumo de materiales y servicios) sean voluntarias, pudiendo variar de unos análisis a otros. En el presente estudio se ha querido integrar en el cálculo las emisiones de alcance 3 procedentes del consumo de los materiales de obra que alcancen un volumen considerable en comparación con el resto de materiales.

Por último, con respecto a la incertidumbre de los cálculos, esta viene determinada por las incertidumbres individuales de las fuentes de emisión y los factores de emisión. Los factores de emisión utilizados para la estimación de las emisiones provienen de fuentes reconocidas a nivel internacional, y por tanto coherentes con las *Directrices del IPCC*. Sin embargo, los datos de actividad utilizados en el cálculo, no son datos de consumos reales, se han estimado a partir de las hipótesis planteadas para cada alternativa. Por ello, el presente estudio no incluye un análisis de la incertidumbre, pues no procede en este caso dotar de valor a los datos obtenidos, y además, no aportaría información relevante al mismo. No obstante, cabe destacar que la incertidumbre de los inventarios de consumo y de los factores de emisión no está orientada a cuestionar la validez de las estimaciones de los inventarios, sino a ayudar a priorizar los esfuerzos por mejorar la exactitud de los inventarios en el futuro, lo que será posible en una fase más avanzada del análisis de las soluciones.

## 4 Fundamentos metodológicos

### 4.1 Metodología adoptada

Para la estimación de las emisiones de GEI derivadas de las diferentes alternativas propuestas, se ha tenido en cuenta el protocolo internacional *GHG Protocol*, elaborado por el *World Business Council For Sustainable Development (WBCSD)* y el *World Resource Institute (WRI)*, y reconocido por el *Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC)*, y la norma UNE-EN ISO 14.064 parte 1: *Especificaciones y orientaciones, a nivel de organización, para la cuantificación y la declaración de las emisiones y reducciones de gases de efecto invernadero*.

La contabilidad de GEI requiere de unos principios que permitan unas estimaciones correctas y eficientes de cara a manejar los resultados con adecuación a la realidad,

permitiendo una eficaz toma de decisiones. Los principios sobre los que se basa un cálculo de GEI son los siguientes:

- **RELEVANCIA:** Debe mostrar de una manera apropiada las emisiones de cada alternativa descrita para poder ser un factor objetivo a tener en cuenta en la toma de decisiones.
- **INTEGRIDAD:** La contabilidad debe hacerse de manera íntegra, es decir, teniendo en cuenta todas las emisiones que estén incluidas dentro del alcance determinado.
- **CONSISTENCIA:** La metodología utilizada debe ser consistente con estándares internacionales reconocidos y debe permitir la comparación a lo largo del tiempo. Cualquier cambio establecido que afecte a la consistencia de la comparación deberá ser debidamente documentado.
- **TRANSPARENCIA:** La estimación de las emisiones debe ser transparente. Las metodologías y las fuentes de información deben ser claramente reveladas y monitorizadas a través de auditorías transparentes.
- **PRECISIÓN:** Este principio se basa en la reducción de la incertidumbre en la medida que sea posible, evitando errores sistemáticos y utilizando un nivel de precisión suficiente para permitir una toma de decisiones acorde a la realidad.

La metodología propuesta en estos estándares es la que se ha adoptado para la estimación de GEI de las diferentes alternativas propuestas. Consiste en el cálculo a partir de datos de actividad que provienen de los consumos ejecutados, multiplicados por factores de emisión, tal y como se detalla a continuación:

$$\text{Emisiones de GEI} = \text{Dato de actividad} \times \text{Factor de emisión}$$

Figura 1 Metodología de cálculo adoptada en el presente estudio

## 4.2 Establecimiento de límites

En primer lugar, se deben establecer los límites del cálculo, que son aquellas líneas imaginarias que abarcan las emisiones que se van a incluir en el estudio. Se deben establecer qué operaciones de las alternativas se van a tener en cuenta en el estudio. Para cada alternativa se definirán dos fases:

- **Instalación:** que recoge las emisiones procedentes de la obra civil que habría que ejecutar para la construcción de las actuaciones, medidas en toneladas de CO<sub>2</sub>e.
- **Explotación:** que recoge las emisiones procedentes de la puesta en marcha de las actuaciones, medidas en toneladas de CO<sub>2</sub>e al año.

Para obtener las emisiones anuales totales de cada actuación, se obtendrá las correspondientes a la amortización de las emisiones de la fase de instalación, y se sumarán a las emisiones derivadas de la fase de explotación, todo ello medido en toneladas de CO<sub>2</sub>e al año.

Además, se debe determinar qué fuentes de emisiones se van a incluir y cómo se categorizan esas emisiones. Según los estándares citados, las emisiones de GEI se clasifican en tres grupos:

- **Emisiones directas o de Alcance 1:** son aquellas emisiones directas derivadas de la quema de combustible fósil, emisiones de proceso, fugas de gases refrigerantes...
- **Emisiones indirectas o de Alcance 2:** derivadas de la adquisición y consumo de electricidad.
- **Otras emisiones indirectas o de Alcance 3:** considera el resto de emisiones indirectas derivadas del consumo de bienes y servicios.

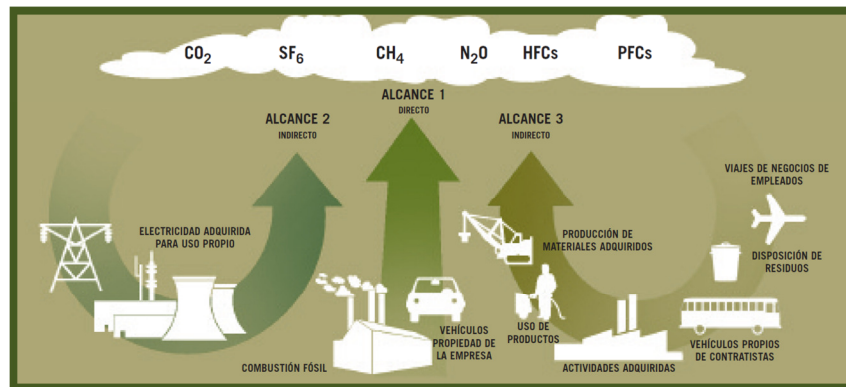


Figura 2. Origen de las emisiones de GEI según alcances. Fuente: GHG Protocol, 2001

En el presente caso, se van a considerar las siguientes fuentes de emisión en cada fase:

Tabla 1. Fuentes de emisión consideradas

<b>Alcance 1</b>	Consumo de combustible en fase de obra (excavaciones, transporte de materiales, extendido de tierras...)
<b>Alcance 2</b>	Consumo eléctrico derivado de los equipos de bombeo
<b>Alcance 3</b>	Consumo de materiales en obra (cemento, hormigón, metal, PVC, Polietileno, acero, madera, geotextil, aislamientos), materiales de los equipos de bombeo

### 4.3 Datos de actividad y factores de emisión

Los datos de actividad de los estudios de emisiones de GEI se obtienen, generalmente, a partir de los consumos reales ejecutados durante el periodo las actuaciones de las que se estiman las emisiones se encuentra en fase de análisis, por lo que la información de que se dispone es somera, y muy general.

Dado que no se dispone de datos de consumos como tal, éstos se han estimado para ambas fases, instalación y explotación.

El inventario de consumos obtenido para la **fase de instalación** se ha realizado a partir de unas hipotéticas unidades de obra necesarias para el establecimiento de la actuación correspondiente. Además se han considerado las emisiones de los materiales de los equipos de bombeo, suponiendo un equipo de bombeo para cada potencia instalada.

En la **fase de explotación** se ha estimado unos hipotéticos consumos derivados del funcionamiento de las instalaciones en el periodo de un año.

Con respecto a los factores de emisión, se han utilizado fuentes nacionales (MAPAMA) en el caso de combustible y electricidad, y fuentes internacionales (DEFRA, ADEME) en el caso de los materiales. Dado el caso de ausencia de datos más fiables, se ha optado por obtener una estimación de carácter conservador, es por ello que la elección de los factores ha seguido esta premisa.

Los factores de emisión utilizados en el estudio se presentan en la tabla siguiente, así como la fuente de la que procede:

Tabla 2. Factores de emisión utilizados en el estudio

Combustible	Factor	Unidades	Fuente
Diésel	2,52	Kg CO <sub>2</sub> /litro	MAPAMA, 2017
Electricidad	Factor	Unidades	Fuente
Mix de comercializadoras sin GdO	0,43	Kg CO <sub>2</sub> /kWh	MAPAMA, 2017
Material	Factor	Unidades	Fuente
Metal	4.269,10	Kg CO <sub>2</sub> /ton	DEFRA, 2017
PVC	3.415,97	Kg CO <sub>2</sub> /ton	DEFRA, 2017
Asfalto	39,21	Kg CO <sub>2</sub> /ton	DEFRA, 2017
Geotextil poliéster	11,71	Kg CO <sub>2</sub> /m <sup>2</sup>	Estudio de MAPAMA*
Madera	39,27	Kg CO <sub>2</sub> /ton	DEFRA, 2017
Hormigón	131,92	Kg CO <sub>2</sub> /ton	DEFRA, 2017
Aislamiento	1.861,92	Kg CO <sub>2</sub> /ton	DEFRA, 2017
Cemento	7,90	Kg CO <sub>2</sub> /ton	DEFRA, 2017
Polietileno Alta Densidad	1.907,67	Kg CO <sub>2</sub> /ton	ADEME, 2015

Dónde:

MAPAMA: Calculadora de emisiones de GEI 2017, proporcionada en la web del Registro Nacional de Huella de Carbono, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, 2018

DEFRA: Conversion factors 2017 Department for Environment, Food & Rural Affairs, United Kingdom, Government, 2018

ADEME: Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie

\*Huella de Carbono de la fase de obra. Corrección del efecto de erosión localizada en el extremo oeste de la segunda playa del sardinero. T. M. de Santander (Cantabria)



No se incluye en la tabla de emisiones el factor de emisión de N<sub>2</sub>O de los fangos activos; estas emisiones se han obtenido a partir del estudio *Nitrous oxide emissions from denitrifying activated sludge of urban wastewater treatment plants, under anoxia and low oxygenation* (Tallec, G. et al., 2008) publicado en Science Direct en 2008.

A través del Potencial de Calentamiento Global (PCG), factor que describe el impacto de la fuerza de radiación del gas considerado, se van a expresar las emisiones de GEI en toneladas de CO<sub>2</sub> equivalente (CO<sub>2</sub>e), cuyos valores se presentan en la tabla siguiente:

Tabla 3. Potencial de Calentamiento Global de GEI. Fuente: IPCC, 2007

Gas	Fórmula química	PCG
Dióxido de carbono	CO <sub>2</sub>	1,00
Metano	CH <sub>4</sub>	25,00
Óxido nitroso	N <sub>2</sub> O	298,00

## 5 Estimación de las emisiones de GEI

Se detalla a continuación la estimación de las emisiones de GEI generadas por la instalación y explotación de las diferentes actuaciones descritas en el documento.

Además, se reflejan también las emisiones correspondientes a la amortización a los 25 años de vida útil de las emisiones de la fase de instalación y las emisiones anuales de la fase de explotación, expresadas en toneladas de CO<sub>2</sub>e/año y según alcances.

Con el objetivo de facilitar el cálculo, se ha incluido en el volumen total la parte correspondiente a la zona sur ya que el volumen manejado por la Comunidad de Regantes de Arco Sur es pequeño.

Tabla 4. Volúmenes asociados a la alternativa 5.B+6.B

Alternativa 5.B + 6.B	V.parcial(hm3)	V. Total (hm3)	
Red de drenaje NORTE	9,4	12,1	Red de drenaje perimetral
Red de drenaje SUR	2,7		
Captación en Rambla del Albuji3n	11,4	14,1	Captación en Rambla del Albuji3n
Conducciones transporte NORTE	11,4	14,1	Conducciones de transporte a planta de tratamiento
Conducciones transporte SUR	2,7		
Pozos	69,8	69,8	Sistema de pozos comunitarios
			Impulsiones y bombeos
Planta trat. Desalobradoradora NORTE	81,2	83,9	Planta trat. Desalobradoradora
Planta trat. Desnitrificadora NORTE	20,3		
Planta trat. Desalobradoradora SUR	9	22,5	Planta trat. Desnitrificadora
Planta trat. Desnitrificadora SUR	2,2		
Impulsi3n canal de riego NORTE	60,9	67,6	Impulsi3n a canal de riego
Impulsi3n canal de riego SUR	6,7		
Emisario NORTE	19,3	21,4	Emisario submarino
Emisario SUR	2,1		

Tabla 5. Volúmenes asociados a la alternativa 5.B+6.C1

Alternativa 5.B+6.C1 (salmoreducto)	V.parcial(hm3)	V.Total(hm3)	
Red de drenaje NORTE	9,4	12,1	Red de drenaje perimetral
Red de drenaje SUR	2,7		
Captación en Rambla del Albuji3n	11,4	14,1	Captación en Rambla del Albuji3n
Conducciones transporte NORTE	11,4	14,1	Conducciones de transporte a planta de tratamiento
Conducciones transporte SUR	2,7		
Desalobradoradoras	69,8	69,8	Desalobradoradoras individuales en parcela
Salmoreducto	17,4	17,4	Salmoreducto
Planta trat. Desalobradoradora NORTE	11,4	20,4	Planta trat. Desalobradoradora
Planta trat. Desnitrificadora NORTE	20,3		
Planta trat. Desalobradoradora SUR	9	22,5	Planta trat. Desnitrificadora
Planta trat. Desnitrificadora SUR	2,2		
Impulsi3n canal de riego NORTE	8,5	15,3	Impulsi3n a canal de riego
Impulsi3n canal de riego SUR	6,7		
Emisario NORTE	19,3	21,4	Emisario submarino
Emisario SUR	2,1		

Tabla 6. Volúmenes asociados a la alternativa 5B+6.C2

Alternativa 5.B+6.C2 (balsas)	V.parcial(hm3)	V.Total(hm3)	
Red de drenaje NORTE	9,4	12,1	Red de drenaje perimetral
Red de drenaje SUR	2,7		
Captación en Rambla del Albujión	11,4	14,1	Captación en Rambla del Albujión
Conducciones transporte NORTE	11,4	14,1	Conducciones de transporte a planta de tratamiento
Conducciones transporte SUR	2,7		
Desalobradoras	69,8	69,8	Desalobradoras individuales en parcela
Balsas de almacenamiento	17,4	17,4	Balsas de almacenamiento de salmuera
Planta trat. Desalobradoras NORTE	11,4	20,4	Planta trat. Desalobradoras
Planta trat. Desnitrificadora NORTE	2,9		
Planta trat. Desalobradoras SUR	9	5,1	Planta trat. Desnitrificadora
Planta trat. Desnitrificadora SUR	2,2		
Impulsión canal de riego NORTE	8,5	15,3	Impulsión a canal de riego
Impulsión canal de riego SUR	6,7		
Emisario NORTE	2,7	4,8	Emisario submarino
Emisario SUR	2,1		

## 5.1 Situación actual

La primera propuesta de solución consiste en el tratamiento de desalobración de las aguas en parcela. Se considera la situación base, aunque actualmente estas desalobradoras particulares se encuentran clausuradas.

Consiste en extraer el agua procedente del acuífero y tratarla en las mismas parcelas. Se estima que para todo el volumen de agua extraída son necesarias 465 desalobradoras con un consumo de 1,5 kWh/m<sup>3</sup> de agua para cada bomba, que mueve un caudal de 500 m<sup>3</sup> al día.

A continuación, se muestra una tabla que recoge las emisiones de la fase de explotación de estas desalobradoras. No se consideran emisiones de GEI en la fase de instalación, pues ya existen.

Tabla 7. Emisiones de la instalación y la explotación de la situación actual

	Emisiones instalación (ton CO <sub>2</sub> e)	Emisiones explotación (ton CO <sub>2</sub> e/año)
<b>Situación actual</b>		
Desalobradoras individuales	0,00	53.986,50
<b>Total</b>	<b>0,00</b>	<b>53.986,50</b>

La tabla siguiente refleja las emisiones totales que se arrojan al año según alcances para esta alternativa:

Tabla 8. Emisiones anuales de la instalación amortizada y la explotación según alcances de la situación actual

	Alcance 1 (ton CO <sub>2</sub> e/año)	Alcance 2 (ton CO <sub>2</sub> e/año)	Alcance 3 (ton CO <sub>2</sub> e/año)	Emisiones Totales (ton CO <sub>2</sub> e/año)
<b>Situación actual</b>				
Desalobradoras individuales	0,00	53.986,50	0,00	<b>53.986,50</b>
<b>Total</b>	<b>0,00</b>	<b>53.986,50</b>	<b>0,00</b>	<b>53.986,50</b>
<b>Total</b>	<b>0,00</b>	<b>53.986,50</b>	<b>0,00</b>	<b>53.986,50</b>

## 5.2 Alternativa 5.B

La alternativa 5.B consiste en las siguientes acciones<sup>1</sup>:

**Red de drenaje perimetral:** instalación de una batería de drenes de 21,4 km de longitud que recoja las aguas extraídas de la Rambla del Albuñón y las dirija hacia la desalobradoras de El Mojón. Para ello serían necesarios el bombeo en los pozos de recogida de drenaje desde la rambla por medio de dos bombas de una potencia de 15 kW, y otras dos bombas de 10 kW que extraigan el agua de los pozos de recogida de drenaje de Los Narejos.

**Captación en Rambla del Albuñón:** instalación de una estación de bombeo para la captación de agua de la rambla con un caudal de 150 l/s e impulsión del agua captada de un caudal de 14,1 hm<sup>3</sup>/año hacia la red norte. Se considera una estación de bombeo de 40 m<sup>2</sup>, y dos bombas de 175 kW.

**Conducciones de transporte a planta de tratamiento:** consiste en la ampliación y adecuación de la red de aducción de agua subterránea con el objetivo de recoger las aguas captadas en la Rambla del Albuñón y transportarlas hasta la planta de tratamiento de El Mojón, instalando un total de 22,8 km de red cuya capacidad sería de 14,1 hm<sup>3</sup>/año. Se considera necesaria la instalación de dos bombas de 110 kW de potencia.

La tabla siguiente recoge las emisiones de la fase de instalación (medida en toneladas de CO<sub>2</sub>e) y explotación (medidas en ton CO<sub>2</sub>e/año) para las acciones descritas:

<sup>1</sup> La alternativa 5.B además de la red de drenaje perimetral, la captación en la rambla del Albuñón y las conducciones de transporte, incluye la planta de tratamiento (desalobración – desnitrificación) que está incluida en las alternativas de la actuación 6.

Tabla 9. Emisiones de la instalación y la explotación de la alternativa 5.B

	Emisiones instalación (ton CO <sub>2</sub> e)	Emisiones explotación (ton CO <sub>2</sub> e/año)
<b>Alternativa 5.B</b>		
Red drenaje perimetral	547,69	185,76
Captación en Rambla Albujión	1,32	1.300,32
Conducciones a planta	758,52	1.634,69
<b>Total</b>	<b>1.307,53</b>	<b>3.120,77</b>

A continuación, se muestra una tabla que recoge las emisiones anuales totales, teniendo en cuenta la amortización a 25 años de las emisiones correspondientes a la fase de instalación, así como las emisiones anuales de la fase de explotación, y expresadas según alcances:

Tabla 10. Emisiones anuales de la instalación amortizada y la explotación según alcances de la alternativa 5.B

	Alcance 1 (ton CO <sub>2</sub> e/año)	Alcance 2 (ton CO <sub>2</sub> e/año)	Alcance 3 (ton CO <sub>2</sub> e/año)	Emisiones Totales (ton CO <sub>2</sub> e/año)
<b>Alternativa 5.B</b>				
Red drenaje perimetral	6,56	185,76	15,35	<b>207,67</b>
Captación en Rambla Albujión	0,00	1.300,32	0,05	<b>1.300,37</b>
Conducciones a planta	13,99	1.634,69	16,36	<b>1.665,03</b>
<b>Total</b>	<b>20,55</b>	<b>3.120,77</b>	<b>31,76</b>	<b>3.173,07</b>

## 5.3 Alternativa 6.B

Las acciones siguientes son las consideradas en la alternativa 6.B:

**Sistema de pozos comunitarios:** instalación de 99 pozos que integrarían un sistema comunitario de captación de aguas subterráneas, cada uno de los cuales dispondría de una bomba de 125 CV.

**Impulsiones y bombeo:** instalación de una estación de bombeo que permita mover el agua captada en los pozos comunitarios hacia la planta de tratamiento. Se estima un bombeo necesario de 640 kW de potencia.

**Conducciones de sistema de pozos a planta de tratamiento:** consiste en la construcción de las conducciones de transporte del agua desde el sistema de pozos hasta la planta de tratamiento, con una longitud de 158,8 km y tuberías de diámetro variable entre 100 y 1.000 mm.

**Planta de tratamiento (desnitrificación y desalobración):** instalación de una nueva planta de tratamiento de desalobración y desnitrificación en el entorno de la planta ya existente de El Mojón, y que tenga conexión a ella. Moviliza un volumen de 83,9 hm<sup>3</sup> para la desalobración y 22,5 hm<sup>3</sup> para la desnitrificación. Dispondría de un depósito de recepción de 30.000 m<sup>3</sup>, un

depósito de aguas decantadas de 4.300 m<sup>3</sup>, un depósito de aguas filtradas de 30.000 m<sup>3</sup> y un depósito de salida de 22.000 m<sup>3</sup>. En la fase de desnitrificación se considera el uso de una bomba de 300 kW de potencia y en la fase de desalobración se estima un consumo de 1 kWh/m<sup>3</sup><sup>2</sup> para dicho proceso.

**Impulsión a canal de riego:** consiste en el bombeo de un volumen de agua tratada de 67,6 hm<sup>3</sup>/año desde la planta de tratamiento hasta un canal de riego por medio equipo de bombeo compuesto de 15 bombas con una potencial total de 6.943 kW.

**Emisario submarino:** consiste en la instalación de 5.843 m de emisario submarino que permita mover un caudal de 25 hm<sup>3</sup>/año, por lo que se estima un diámetro de tubería de 1.200 mm, y un equipo de bombeo de 600 kW de potencia.

En la tabla siguiente se muestran los resultados de la estimación de las emisiones para las fases de instalación y explotación de las acciones consideradas en esta alternativa. Cabe destacar que en el caso de la planta de tratamiento se han obtenido las emisiones directas de N<sub>2</sub>O correspondientes al proceso de desnitrificación por medio de fangos activos:

Tabla 11. Emisiones de la instalación y la explotación de la alternativa 6.B

	Emisiones instalación (ton CO <sub>2</sub> e)	Emisiones explotación (ton CO <sub>2</sub> e/año)
<b>Alternativa 6.B</b>		
Sistema pozos comunitarios	596,17	11.428,00
Impulsiones y bombeo	1.213,81	2.377,73
Conducciones a plantas de tratamiento	5.529,06	0,00
Planta tratamiento (desnitrificación/ desalobración)	1.103,49	50.093,02
Impulsión a canal de riego	224,78	8.598,21
Emisario submarino	1.612,12	544,90
<b>Total</b>	<b>10.279,43</b>	<b>73.041,86</b>

A continuación, se muestran los resultados de las emisiones totales considerando la amortización en la fase de instalación, así como las emisiones de GEI procedentes de la fase de explotación, y según alcances:

<sup>2</sup> Es un dato procedente de la ficha técnica de la Desalobrador de Atabal que el consumo específico de la planta varía entre 0,75-1,3 kWh/m<sup>3</sup>. Se ha tomado un valor de 1 kWh/m<sup>3</sup> porque la salinidad del agua de entrada es menor que la de dicha planta.

Tabla 12. Emisiones anuales de la instalación amortizada y la explotación según alcances de la alternativa 6.B

	Alcance 1 (ton CO <sub>2</sub> e/año)	Alcance 2 (ton CO <sub>2</sub> e/año)	Alcance 3 (ton CO <sub>2</sub> e/año)	Emisiones Totales (ton CO <sub>2</sub> e/año)
<b>Alternativa 6.B</b>				
Sistema pozos comunitarios	1,41	11.428,00	22,43	<b>11.451,84</b>
Impulsiones y bombeo	0,00	2.377,73	48,55	<b>2.426,28</b>
Conducciones a plantas de tratamiento	107,21	0,00	113,95	<b>221,16</b>
Planta tratamiento (desnitrificación/ desalobración)	4.532,37	45.601,76	3,03	<b>50.137,16</b>
Impulsión a canal de riego	4,12	8.598,21	4,87	<b>8.607,20</b>
Emisario submarino	5,08	544,90	59,40	<b>609,38</b>
<b>Total</b>	<b>4.650,19</b>	<b>68.550,6</b>	<b>252,23</b>	<b>73.453,02</b>

## 5.4 Alternativa 6.C1

Las acciones consideradas en la alternativa 6.C1 (salmueroducto) se describen a continuación:

**Pozos individuales:** pozos existentes en cada parcela para la captación de aguas subterráneas, asumiendo que cada uno dispone de una bomba de 125 CV.

**Desalobradoras individuales en parcela:** Consiste en la captación de aguas mediante pozos individuales en parcelas que se desalobrarían en la propia parcela. Sería necesario instalar 369 unidades para mover un volumen de 69,8 hm<sup>3</sup>/año. Cada desalobrador ocupa una superficie de 40 m<sup>2</sup>, y se estima un consumo de 1,5 kWh/m<sup>3</sup> para cada bomba.

**Salmueroducto:** instalación de una red de salmueroductos de 300 km de longitud que permita evacuar el residuo procedente de la desalobración efectuada en las parcelas individuales. Disponen de un equipo de bombeo de 700 kW de potencia.

**Planta de tratamiento (desnitrificación y desalobración):** se trata de la misma acción considerada en la alternativa 6.B, pero para movilizar un volumen de 20,4 hm<sup>3</sup> para la desalobración y 22,5 para la desnitrificación. Dispondría de un depósito de recepción de 7.500 m<sup>3</sup>, un depósito de aguas decantadas de 2.800 m<sup>3</sup>, un depósito de aguas filtradas de 7.500 m<sup>3</sup> y un depósito de salida de 7.500 m<sup>3</sup>. En la fase de desnitrificación se considera el uso de una bomba de 300 kW de potencia y en la fase de desalobración se estima un consumo de 1 kWh/m<sup>3</sup> para dicho proceso.

**Impulsión a canal de riego:** consiste en el bombeo de un volumen de agua tratada de 15,3 hm<sup>3</sup> desde la planta de tratamiento hasta el canal de riego por medio de un grupo de bombeo de 900 kW de potencia, impulsando un caudal de 800 l/s.

**Emisario submarino:** consiste en la instalación de 5.843 m de emisario submarino (como el de la alternativa 6.B) que permita mover un caudal de 21,4 hm<sup>3</sup>/año, por lo que se estima un diámetro de tubería de 1.200 mm, y un equipo de bombeo de 600 kW de potencia.

La siguiente tabla presenta las emisiones de las fases de instalación y explotación para estas acciones. Cabe destacar que en el caso de la planta de tratamiento se han obtenido las emisiones directas de N<sub>2</sub>O correspondientes al proceso de desnitrificación por medio de fangos activos:

Tabla 13. Emisiones de la instalación y la explotación de la alternativa 6.C1 (salmueroducto)

	Emisiones instalación (ton CO <sub>2</sub> e)	Emisiones explotación (ton CO <sub>2</sub> e/año)
<b>Alternativa 6.C1 (salmueroducto)</b>		
Pozos individuales	0,00	11.428,00
Desalobradoras individuales	620,24	46.556,10
Salmueroducto	5.570,42	866,88
Planta tratamiento (desnitrificación/ desalobración)	376,69	20.126,32
Impulsión a canal de riego	224,50	1.114,56
Emisario submarino	1.612,10	544,90
<b>Total</b>	<b>8.403,95</b>	<b>80.636,76</b>

La tabla siguiente recoge las emisiones totales considerando la amortización de las emisiones de la fase de instalación, así como las emisiones anuales de la fase de explotación, según alcances:

Tabla 14. Emisiones anuales de la instalación amortizada y la explotación según alcances de la alternativa 6.C1 (salmueroducto)

	Alcance 1 (ton CO <sub>2</sub> e/año)	Alcance 2 (ton CO <sub>2</sub> e/año)	Alcance 3 (ton CO <sub>2</sub> e/año)	Emisiones Totales (ton CO <sub>2</sub> e/año)
<b>Alternativa 6.C1 (salmueroducto 2)</b>				
Pozos individuales	0,00	11.428,00	0,00	<b>11.428,00</b>
Desalobradoras individuales	2,46	46.556,10	22,34	<b>46.580,90</b>
Salmueroducto	7,61	866,88	215,21	<b>1.089,70</b>
Planta tratamiento (desnitrificación/ desalobración)	13.493,33	6.645,05	3,01	<b>20.141,39</b>
Impulsión a canal de riego	4,12	1.114,56	4,86	<b>1.123,54</b>
Emisario submarino	5,08	544,90	59,40	<b>609,38</b>
<b>Total</b>	<b>13.512,60</b>	<b>67.155,49</b>	<b>304,82</b>	<b>80.972,91</b>



## 5.5 Alternativa 6.C2

La alternativa 6.C2 (balsas) consiste en las acciones siguientes:

**Pozos individuales:** pozos existentes en cada parcela para la captación de aguas subterráneas, asumiendo que cada uno dispone de una bomba de 125 CV (pozos individuales)

**Desalobradoras individuales en parcela:** presenta las mismas características que las desalobradoras consideradas en la alternativa 6.C1 (salmueroducto)

**Balsas de almacenamiento de salmueras:** Consiste en la instalación de unas balsas de almacenamiento de salmueras, cada una de las cuales es capaz de almacenar unos 15.000 m<sup>3</sup>. Serían necesarias 2.328 balsas.

**Planta de tratamiento (desnitrificación y desalobración):** se trata de la misma acción considerada en la alternativa 6.B y 6.C1 (salmueroducto), pero para movilizar un volumen de 14,1 hm<sup>3</sup>. Dispondría de un depósito de recepción de 4.000 m<sup>3</sup>, un depósito de aguas decantadas de 2.800 m<sup>3</sup>, un depósito de aguas filtradas de 1.000 m<sup>3</sup> y un depósito de salida de 3.500 m<sup>3</sup>. En la fase de desnitrificación se considera el uso de una bomba de 300 kW de potencia y en la fase de desalobración se estima un consumo de 1 kWh/m<sup>3</sup> para dicho proceso.

**Impulsión a canal de riego:** presenta las mismas características que la impulsión considerada en la alternativa 6.C1 (salmueroducto).

**Emisario submarino:** instalación de 5.843 m de emisario submarino que permita mover un caudal de 4,8 hm<sup>3</sup>/año, por lo que se estima un diámetro de tubería de 355 mm, y un equipo de bombeo de 90 kW de potencia.

La siguiente tabla presenta las emisiones de las fases de instalación y explotación para estas acciones. Cabe destacar que en el caso de la planta de tratamiento se han obtenido las emisiones directas de N<sub>2</sub>O correspondientes al proceso de desnitrificación por medio de fangos activos:

Tabla 15. Emisiones de la instalación y la explotación de la alternativa 6.C2 (balsas 3)

	Emisiones instalación (ton CO <sub>2</sub> e)	Emisiones explotación (ton CO <sub>2</sub> e/año)
<b>Alternativa 6.C2 (balsas)</b>		
Pozos individuales	0,00	11.428,00
Desalobradoras individuales	620,24	46.556,10
Balsas de almacenamiento	256.904,92	0,00
Planta tratamiento (desnitrificación/ desalobración))	210,01	7.062,37
Impulsión a canal de riego	224,50	1.114,56
Emisario submarino	453,87	81,73
<b>Total</b>	<b>258.413,54</b>	<b>66.242,76</b>

La tabla siguiente recoge las emisiones totales derivadas de la amortización de las emisiones de la fase de instalación de las acciones, así como las emisiones anuales de la fase de explotación, expresadas según alcances:

Tabla 16. Emisiones anuales de la instalación amortizada y la explotación según alcances de la alternativa 6.C2 (balsas)

	Alcance 1 (ton CO <sub>2</sub> e/año)	Alcance 2 (ton CO <sub>2</sub> e/año)	Alcance 3 (ton CO <sub>2</sub> e/año)	Emisiones Totales (ton CO <sub>2</sub> e/año)
<b>Alternativa 6.C2 (balsas)</b>				
Pozos individuales	0,00	11.428,00	0,00	<b>11.428,00</b>
Desalobradoras individuales	2,46	46.556,10	22,35	<b>46.580,91</b>
Balsas de almacenamiento	1381,28	0,00	8.894,92	<b>10.276,20</b>
Planta tratamiento (desnitrificación/ desalobración)	728,92	6.338,84	3,01	<b>7.070,77</b>
Impulsión a canal de riego	4,12	1.114,56	4,86	<b>1.123,54</b>
Emisario submarino	1,76	81,73	16,39	<b>99,89</b>
<b>Total</b>	<b>2.118,54</b>	<b>65.519,23</b>	<b>8.941,53</b>	<b>76.579,30</b>

## 6 Emisiones por combinación de actuaciones

A continuación, se agrupan las actuaciones descritas en cuatro situaciones diferentes, y se presentan las emisiones correspondientes a cada alternativa considerada en cada uno de las combinaciones.

### 6.1 Situación actual

Consiste en mantener la situación actual, utilizando las desalobradoras clausuradas existentes en las parcelas particulares para el tratamiento de las aguas extraídas.

La siguiente tabla recoge las emisiones de la fase de explotación, no se consideran emisiones en la fase de instalación, pues las desalobradoras ya existen.

Tabla 17. Emisiones de la instalación y la explotación de la situación actual

	Emisiones instalación (ton CO <sub>2</sub> e)	Emisiones explotación (ton CO <sub>2</sub> e/año)
<b>Situación actual</b>		
Desalobradoras individuales	0,00	53.986,50
<b>Total</b>	<b>0,00</b>	<b>53.986,50</b>
<b>Total</b>	<b>0,00</b>	<b>53.986,50</b>

A continuación, se muestra una tabla que recoge las emisiones de la situación actual por alcances:

Tabla 18. Emisiones anuales de la instalación amortizada y la explotación según alcances de la situación actual

	Alcance 1 (ton CO <sub>2</sub> e/año)	Alcance 2 (ton CO <sub>2</sub> e/año)	Alcance 3 (ton CO <sub>2</sub> e/año)	Emisiones Totales (ton CO <sub>2</sub> e/año)
<b>Situación actual</b>				
Desalobradoras individuales	0,00	53.986,50	0,00	<b>53.986,50</b>
<b>Total</b>	<b>0,00</b>	<b>53.986,50</b>	<b>0,00</b>	<b>53.986,50</b>
<b>Total</b>	<b>0,00</b>	<b>53.986,50</b>	<b>0,00</b>	<b>53.986,50</b>

El gráfico siguiente muestra la representación de los alcances con respecto a las emisiones totales:

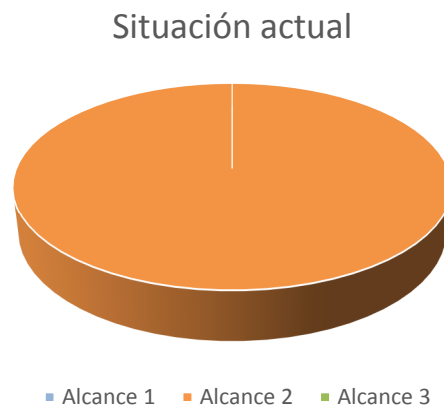


Figura 3. Gráfico representativo del porcentaje de emisiones anuales totales según alcances para la situación actual

## 6.2 Alternativas 5.B y 6.B

La combinación de las alternativas 5.B y 6.B cuyas emisiones arrojadas a la atmósfera por la fase de instalación y explotación se recogen en la tabla siguiente<sup>3</sup>:

Tabla 19. Emisiones de la instalación y la explotación 5.B + 6.B

	Emisiones instalación (ton CO <sub>2</sub> e)	Emisiones explotación (ton CO <sub>2</sub> e/año)
<b>Alternativa 5.B</b>		
Red drenaje perimetral	547,69	185,76
Captación en Rambla Albuñón	1,32	1.300,32
Conducciones a planta	758,52	1.634,69
<b>Total</b>	<b>1.307,54</b>	<b>3.120,77</b>
<b>Alternativa 6.B</b>		
Sistema pozos comunitarios	596,17	11.428,00
Impulsiones y bombeo	1.213,81	2.377,73
Conducciones a plantas de tratamiento	5.529,06	0,00
Planta tratamiento (desnitrificación/ desalobración)	1.103,49	50.093,02
Impulsión a canal de riego	224,78	8.598,21
Emisario submarino	1.612,12	544,90
<b>Total</b>	<b>10.279,43</b>	<b>73.041,86</b>
<b>Total</b>	<b>11.586,19</b>	<b>76.162,63</b>

Las emisiones según alcances, derivadas de la amortización de la fase de instalación, así como las derivadas por la fase de explotación, se muestran en la tabla siguiente:

<sup>3</sup> En el diseño de las actuaciones 6.B y 5.B y su combinación se ha considerado que se desnitrifica el efluente del rechazo de la desalobración ("salmueras") procedente del sistema de pozos comunitarios y de la red de drenaje de acuífero cuaternario. Si se desnitrificase todo el volumen (incluyendo las salmueras y las aguas de desalobradas) las emisiones de GEI totales estimadas para la fase de funcionamiento serían de 121.524,00 ton CO<sub>2</sub>e/año, 45.361,37 ton CO<sub>2</sub>e adicionales por año.

Tabla 20. Emisiones anuales de la instalación amortizada y la explotación según alcances de 5.B +6.B

	Alcance 1 (ton CO <sub>2</sub> e/año)	Alcance 2 (ton CO <sub>2</sub> e/año)	Alcance 3 (ton CO <sub>2</sub> e/año)	Emisiones Totales (ton CO <sub>2</sub> e/año)
<b>Alternativa 5.B</b>				
Red drenaje perimetral	6,56	185,76	15,35	<b>207,67</b>
Captación en Rambla Albuñón	0,00	1.300,32	0,05	<b>1.300,37</b>
Conducciones a planta	13,99	1.634,69	16,36	<b>1.665,03</b>
<b>Total</b>	<b>20,55</b>	<b>3.120,77</b>	<b>31,76</b>	<b>3.173,07</b>
<b>Alternativa 6.B (E1)</b>				
Sistema pozos comunitarios	1,41	11.428,00	22,43	<b>11.451,85</b>
Impulsiones y bombeo	0,00	2.377,73	48,55	<b>2.426,28</b>
Conducciones a plantas de tratamiento	107,21	0,00	113,95	<b>221,16</b>
Planta tratamiento (desnitrificación/ desalobración)	4.532,37	45.601,76	3,03	<b>50.137,16</b>
Impulsión a canal de riego	4,12	8.598,21	4,87	<b>8.607,20</b>
Emisario submarino	5,08	544,90	59,40	<b>609,38</b>
<b>Total</b>	<b>4.650,19</b>	<b>68.550,60</b>	<b>252,24</b>	<b>73.453,02</b>
<b>Total</b>	<b>4.670,74</b>	<b>71.671,37</b>	<b>284,00</b>	<b>76.626,10</b>

El gráfico recoge la representación de cada uno de los alcances con respecto a las emisiones de GEI totales para la combinación 5.B +6.B:

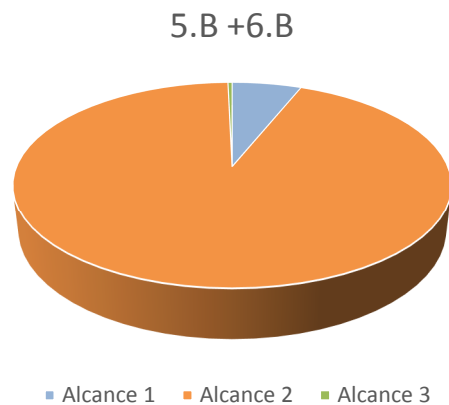


Figura 4. Gráfico representativo del porcentaje de emisiones anuales totales según alcances para la combinación 5.B +6.B

## 6.3 Alternativas 5.B y 6.C1

Las alternativas 5.B y 6.C1 (salmueroducto), cuyas emisiones derivadas de las fases de instalación y explotación se recogen en la tabla siguiente<sup>4</sup>:

Tabla 21. Emisiones de la instalación y la explotación de la combinación 6.B + 6.C1

	Emisiones instalación (ton CO <sub>2</sub> e)	Emisiones explotación (ton CO <sub>2</sub> e/año)
<b>Alternativa 5.B</b>		
Red drenaje perimetral	547,69	185,76
Captación en Rambla Albuñón	1,32	1.300,32
Conducciones a planta	758,52	1.634,69
<b>Total</b>	<b>1.307,54</b>	<b>3.120,77</b>
<b>Alternativa 6.C1 (salmueroducto)</b>		
Pozos individuales	0,00	11428,00
Desalobradoras individuales	620,24	46.556,10
Salmueroducto	5.570,42	866,88
Planta tratamiento (desnitrificación/ desalobración)	376,69	20.126,32
Impulsión a canal de riego	224,50	1.114,56
Emisario submarino	1.612,10	544,90
<b>Total</b>	<b>8.403,95</b>	<b>80.636,76</b>
<b>Total</b>	<b>9.711,49</b>	<b>83.757,53</b>

<sup>4</sup> En el diseño de las actuaciones 6.C1 y 5.B y su combinación se ha considerado que se desnitrifica el efluente del rechazo de la desalobración procedente del drenaje del acuífero (realizada en planta centralizada) y de las desalobradoras particulares tras llegar a la planta centralizada a través de los salmueroductos. Si, además de lo anterior, se desnitrificasen las aguas desalobradas procedentes del drenaje del acuífero las emisiones de GEI totales estimadas para la fase de funcionamiento serían de 91.335,57 ton CO<sub>2</sub>e/año, 7.578,04 ton CO<sub>2</sub>e adicionales por año.

Las emisiones según alcances se recogen en la tabla siguiente:

Tabla 22. Emisiones anuales de la instalación amortizada y la explotación según alcances de la combinación 6.B + 6.C1

	Alcance 1 (ton CO <sub>2</sub> e/año)	Alcance 2 (ton CO <sub>2</sub> e/año)	Alcance 3 (ton CO <sub>2</sub> e/año)	Emisiones Totales (ton CO <sub>2</sub> e/año)
<b>Alternativa 5.B</b>				
Red drenaje perimetral	6,56	185,76	15,35	<b>207,67</b>
Captación en Rambla Albuñón	0,00	1.300,32	0,05	<b>1.300,37</b>
Conducciones a planta	13,99	1.634,69	16,36	<b>1.665,03</b>
<b>Total</b>	<b>20,55</b>	<b>3.120,77</b>	<b>31,76</b>	<b>3.173,07</b>
<b>Alternativa 6.C1 (salmueo ducto E2)</b>				
Pozos individuales	0,00	11.428,00	0,00	<b>11428,00</b>
Desalobradoras individuales	2,46	46.556,10	22,35	<b>46.580,90</b>
Salmueo ducto	7,61	866,88	215,21	<b>1.089,70</b>
Planta tratamiento (desnitrificación/ desalobración)	13.493,33	6.645,05	3,01	<b>20.141,39</b>
Impulsión a canal de riego	4,12	1.114,56	4,86	<b>1.123,54</b>
Emisario submarino	5,08	544,90	59,40	<b>609,38</b>
<b>Total</b>	<b>13.512,60</b>	<b>67.155,49</b>	<b>304,83</b>	<b>80.972,91</b>
<b>Total</b>	<b>13.533,15</b>	<b>70.276,26</b>	<b>336,59</b>	<b>84.145,99</b>

El gráfico representa el peso de cada uno de los alcances con respecto a las emisiones totales para combinación 6.B + 6.C1:

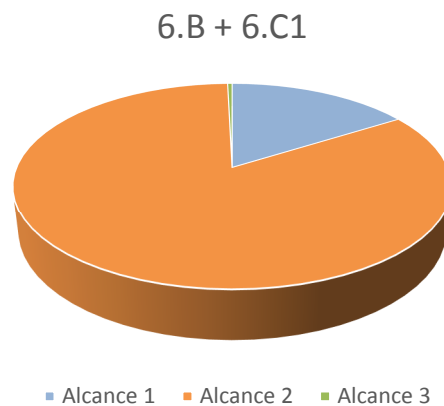


Figura 5. Gráfico representativo del porcentaje de emisiones anuales totales según alcances para la combinación 6.B + 6.C1

## 6.4 Alternativas 5.B y 6.C2

La tabla siguiente refleja las emisiones de las fases de instalación y explotación para la combinación de las alternativas 5.B y 6.C2 (balsas)<sup>5</sup>:

Tabla 23. Emisiones de la instalación y la explotación de la combinación 6.B + 6.C2

	Emisiones instalación (ton CO <sub>2</sub> e)	Emisiones explotación (ton CO <sub>2</sub> e/año)
<b>Alternativa 5.B</b>		
Red drenaje perimetral	547,69	185,76
Captación en Rambla Albuñón	1,32	1.300,32
Conducciones a planta	758,52	1.634,69
<b>Total</b>	<b>1.307,53</b>	<b>3.120,77</b>
<b>Alternativa 6.C2 (balsas E3)</b>		
Pozos individuales	0,00	11.428,00
Desalobradoras individuales	620,24	46.556,10
Balsas de almacenamiento	256.904,92	0,00
Planta tratamiento (desnitrificación/ desalobración)	210,01	7.062,37
Impulsión a canal de riego	224,50	1.114,56
Emisario submarino	453,87	81,73
<b>Total</b>	<b>258.413,54</b>	<b>66.242,76</b>
<b>Total</b>	<b>259.721,07</b>	<b>69.363,53</b>

A continuación, se recogen en la tabla las emisiones anuales por alcances, derivadas de la amortización de la fase de instalación y la fase de explotación de las actuaciones previstas en la combinación 6.B + 6.C2:

<sup>5</sup> En el diseño de las actuaciones 6.C2 y 5.B y su combinación se ha considerado que se desnitrifica el efluente del rechazo de la desalobración ("salmueras") procedente de la red de drenaje (realizada en la planta centralizada). Si se desnitrificase todo el volumen extraído del acuífero (incluyendo las salmueras y las aguas de desalobradas), las emisiones de GEI totales estimadas para la fase de funcionamiento serían de 76.029,88 ton CO<sub>2</sub>e/año, 6.666,35 ton CO<sub>2</sub>e adicionales por año.

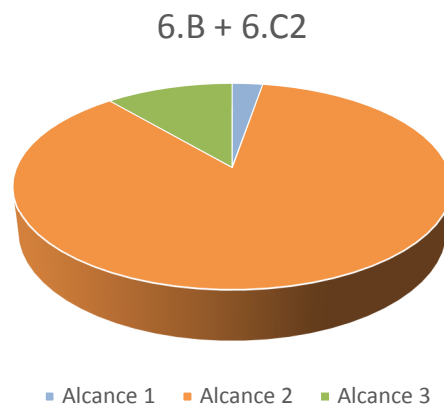


Tabla 24. Emisiones anuales de la instalación amortizada y la explotación según alcances de la combinación 6.B + 6.C2

	Alcance 1 (ton CO <sub>2</sub> e/año)	Alcance 2 (ton CO <sub>2</sub> e/año)	Alcance 3 (ton CO <sub>2</sub> e/año)	Emisiones Totales (ton CO <sub>2</sub> e/año)
<b>Alternativa 5.B</b>				
Red drenaje perimetral	6,56	185,76	15,35	<b>207,67</b>
Captación en Rambla Albuñón	0,00	1.300,32	0,05	<b>1.300,37</b>
Conducciones a planta	13,99	1.634,69	16,36	<b>1.665,03</b>
<b>Total</b>	<b>20,55</b>	<b>3.120,77</b>	<b>31,76</b>	<b>3.173,07</b>
<b>Alternativa 6.C2 (balsas E3)</b>				
Pozos individuales	0,00	11.428,00	0,00	<b>11.428,00</b>
Desalobradoras individuales	2,46	46.556,10	22,34	<b>46.580,91</b>
Balsas de almacenamiento	1.381,28	0,00	8.894,92	<b>10.276,20</b>
Planta tratamiento (desnitrificación/ desalobración)	728,92	6.338,84	3,01	<b>7.070,77</b>
Impulsión a canal de riego	4,12	1.114,56	4,86	<b>1.123,54</b>
Emisario submarino	1,76	81,73	16,39	<b>99,89</b>
<b>Total</b>	<b>2.118,54</b>	<b>65.519,23</b>	<b>8.941,53</b>	<b>76.579,30</b>
<b>Total</b>	<b>2.139,09</b>	<b>68.640,00</b>	<b>8.973,29</b>	<b>79.752,37</b>

El gráfico siguiente muestra la representación de las emisiones según alcances con respecto a las emisiones totales:

Figura 6. Gráfico representativo del porcentaje de emisiones anuales totales según alcances para de la combinación 6.B + 6.C2



## 6.5 Comparativa de emisiones según combinaciones

Se muestran en forma de gráfico de barras una comparativa de las emisiones de cada combinación de alternativas: para la fase de instalación (ton CO<sub>2</sub>e), fase de explotación (ton CO<sub>2</sub>e/año), emisiones anuales totales considerando la amortización de la instalación de las actuaciones (ton CO<sub>2</sub>e/año), y las emisiones totales según alcances para cada combinación de alternativas.

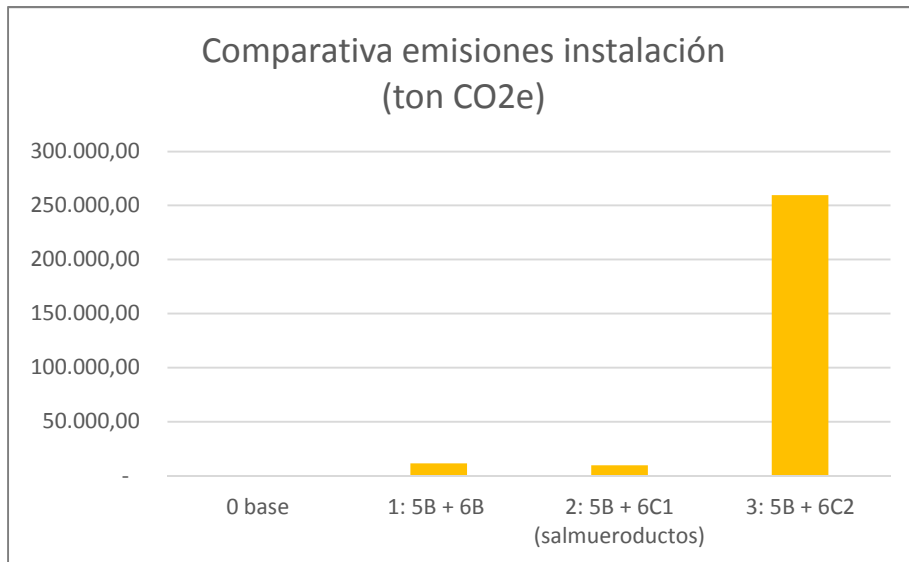


Figura 7. Gráfico comparativo de las emisiones de la instalación de las actuaciones según combinación de alternativas

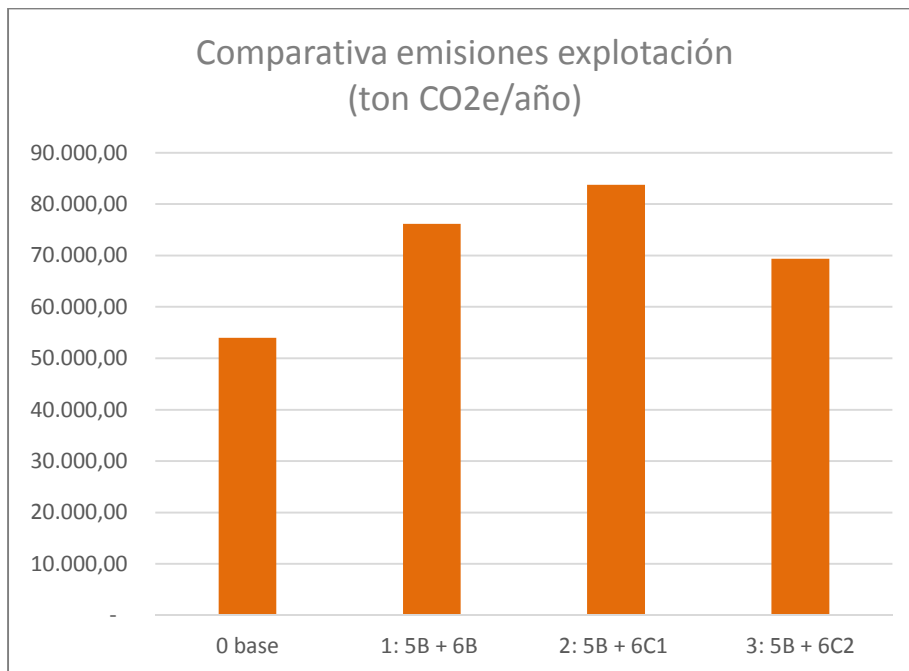


Figura 8. Gráfico comparativo de las emisiones de la explotación de las actuaciones según combinación de alternativas

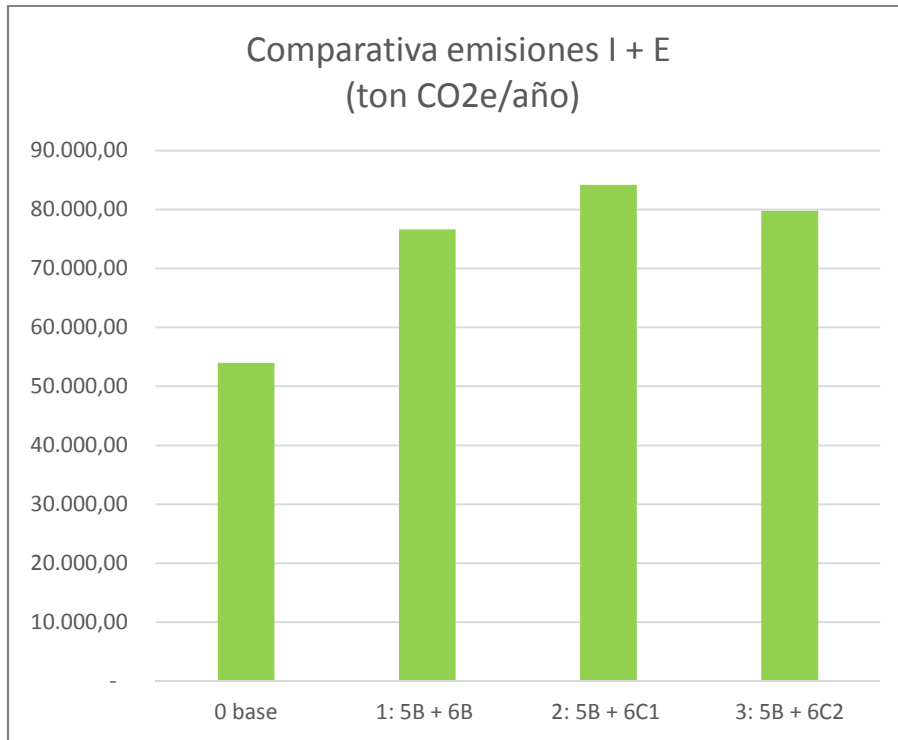


Figura 9. Gráfico comparativo de las emisiones anuales de la instalación amortizada y la explotación de las actuaciones según combinación de alternativas

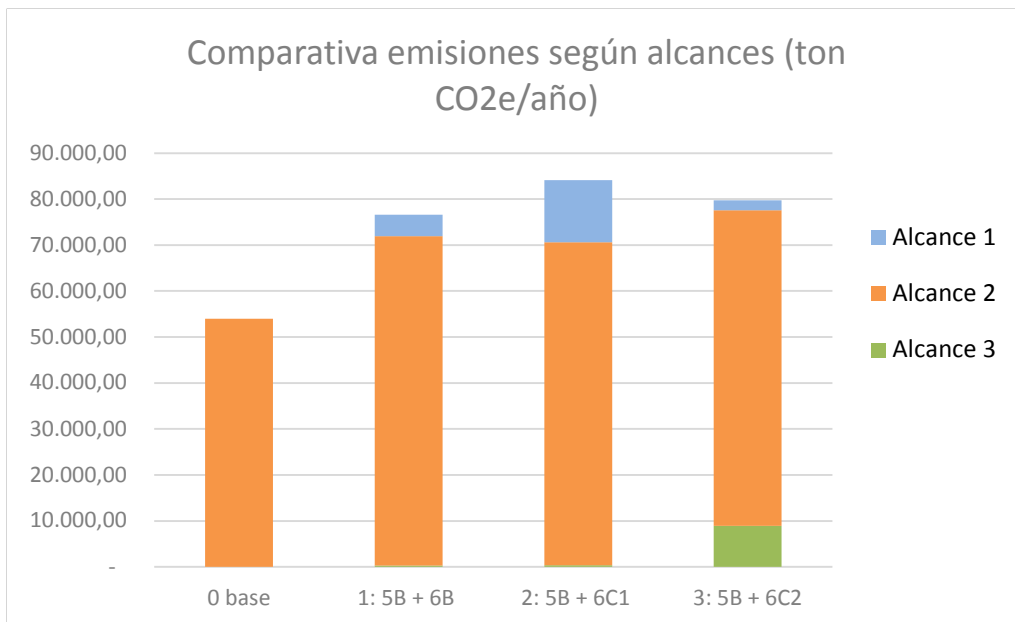


Figura 10. Gráfico comparativo de las emisiones anuales de la instalación amortizada y la explotación de las actuaciones según alcances y según combinación de alternativas

## 7 Referencias bibliográficas

2001 World Resources Institute y World Business Council for Sustainable Development, "Estándar corporativo de contabilidad y reporte". Edición revisada.

2006 UNE-EN ISO 14.064-1:2015 "Gases de efecto invernadero. Parte 1: Especificación con orientación, a nivel de las organizaciones, para la cuantificación y el informe de las emisiones y remociones de gases de efecto invernadero". (Revisada en 2015)

2017 Government GHG Conversion Factors for Company Reporting. Department of Energy and Climate Change (DECC). Reino Unido.

2017 Calculadora de la Sección de Huella de Carbono del Registro Nacional de Huella de Carbono. MAPAMA.

2008 Gaëlle Tallec, et al. Nitrous oxide emissions from denitrifying activated sludge of urban wastewater treatment plants, under anoxia and low oxygenation. Bioresource Technology 99 (2008)2200-2209.

2017 Grupo Tragsa. Base de precios y tarifas, en línea (<http://www.tragsa.es/es/grupo-tragsa/regimen-juridico/Paginas/tarifas.aspx>)

2015, Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie (<http://www.bilans-ges.ademe.fr>)

2017, Catálogo bombas 2017 (<http://www.idemur.com>)

2017, Bombas Grundfos España S.A. (<http://www.grundfos.es>)

2017, Bombas Ideal S.A. (<http://bombasideal.com>)

2018, Catálogo 2018 Prinze (<http://www.bombasprinze.com>)

2017, Global Weir (<http://www.global.weir.com>)



## **APÉNDICE 16.**

### **VALORACIÓN DE LOS IMPACTOS DERIVADOS DEL EMISARIO SUBMARINO**



## **EsIA: MEDIO LACUSTRE Y MARINO**

### **VALORACIÓN DE LOS IMPACTOS DERIVADOS DEL EMISARIO SUBMARINO**

#### **1. ANTECEDENTES: VERTIDO 0 AL MAR MENOR**

El objeto de la presente actuación es centralizar la captación de las aguas de rechazo procedentes de la desalobración de las aguas subterráneas empleadas para regadío en el Campo de Cartagena y su vertido al Mar Mediterráneo, previo tratamiento en una planta desnitrificadora. Dicha actuación forma parte del conjunto de medidas englobadas en la solución de Vertido 0 al Mar Menor, con la que se pretende revertir el progresivo deterioro de la calidad del agua y de los sistemas naturales que componen la laguna costera y que, en la segunda mitad de 2015, derivó en una crisis eutrófica grave. Ésta ha supuesto un drástico empeoramiento de la calidad ambiental de la laguna, así como su alejamiento del estado de referencia a considerar respecto a las características del hábitat, que fue establecido en las Estrategias Marinas de 2012 para el Mar Menor.

La laguna costera ha venido recibiendo (y recibe en la actualidad) una elevada carga de nutrientes inorgánicos (principalmente nitratos), procedentes de las actividades antrópicas desarrolladas en su cuenca drenante, ya sea de forma directa (vertidos sin tratar hacia las ramblas tributarias y otros vertidos directos a la laguna mediante conducciones) o indirecta (lavado del terreno por la escorrentía superficial y descarga subterránea del acuífero libre Cuaternario, altamente contaminado por nitratos). En este sentido, el fuerte desarrollo de la agricultura intensiva en el Campo de Cartagena, ha supuesto un notable incremento de la explotación de acuíferos con aguas de baja calidad para regadío (salobres) y a la vez ricas en compuestos nitrogenados, debido a la contaminación cruzada. Estas aguas necesitan ser desalobradas antes de ser aptas para uso agrícola, proceso donde se genera agua de rechazo (salmuera) con elevadas concentraciones de nitratos, que de una forma u otra han acabado llegando al Mar Menor.

Por lo tanto, mediante el desvío de los aportes artificiales de las salmueras, para su tratamiento y posterior vertido hacia el Mediterráneo a través de un emisario submarino, se pretende reducir la concentración de nutrientes en la lámina de agua de la laguna y así facilitar la recuperación de sus características físico-químicas y biológicas originales.

#### **2. CARACTERIZACIÓN DEL EFLUENTE Y DEFINICIÓN PRELIMINAR DEL EMISARIO SUBMARINO**

Como punto de partida para la descripción básica de las características del emisario norte, en la alternativa adoptada para lograr el vertido 0 al Mar Menor, se ha llevado a cabo un estudio de la dispersión de los posibles vertidos al Mar Mediterráneo.

Para ello, se ha analizado el campo cercano con el modelo CORMIX, que permite determinar los valores de la dilución inicial, y el campo lejano con el modelo MOHID, que integra la



dispersión del efluente con las condiciones combinadas de viento y mareas. Se han tenido en cuenta los siguientes condicionantes previos:

- Distribución de la pradera de *Posidonia oceanica*: el emisario atravesará el LIC ES6200029 *Franja litoral sumergida de la Región de Murcia*, cuya declaración se justifica en gran medida por la presencia de esta fanerógama marina. Para analizar la dispersión del vertido se ha estimado la batimétrica -25 como la profundidad máxima en la que aparecen vestigios de *P. oceanica*. Esta información es coherente con la suministrada por el Atlas de las Praderas Marinas de España (IEO, 2015), aunque quedaría sujeta a confirmación, mediante trabajos de campo, antes de fijar el punto de acometida y trazado definitivos del proyecto.
- Ubicación del vertido: el nuevo emisario discurrirá paralelo al existente de la EDAR de San Pedro del Pinatar. Éste tiene una longitud en el tramo marino de unos 4.000 m y vierte a 31 m de profundidad. Se propone alargar el nuevo emisario 2.000 m adicionales, hasta una profundidad de vertido de entorno de los 39 m, para evitar cualquier afección sobre la pradera submarina.
- Características del vertido: el caudal simulado ha sido de 25 hm<sup>3</sup>/año, que para 350 días de funcionamiento arroja un valor de diseño de 0,83 m<sup>3</sup>/s. Se prevé una salinidad de 15,5 g/L y como carga contaminante se considera una concentración de nitratos de 85 mg/L y de sólidos en suspensión de 80 mg/L. Ambos valores son los máximos permitidos para vertidos al mar, según la legislación autonómica vigente.
- Dilución inicial: un mínimo de 1:100, como objetivo a alcanzar siguiendo lo establecido en la Instrucción de Vertidos al Mar (Orden de 13 de julio de 1993, BOE nº 178 de 27 de julio de 1993).

Tras los cálculos realizados, se define un difusor formado por 9 boquillas dobles de 200 mm de diámetro en forma de “T” separadas 9 m (longitud del difusor 72 m), vertiendo a 1 m del fondo con un ángulo de 0°. La dilución inicial así obtenida es de 101,4.

Por otro lado, la simulación de la evolución de la pluma de vertido muestra cómo la flotabilidad del efluente menos salino empuja los contaminantes hacia capas superiores, apreciándose en superficie una mancha mucho más ancha y menos concentrada cerca del centro del penacho. Los valores de la concentración cerca del fondo se reducen rápidamente a un 50% a menos de 50 m de la zona de difusores, y se hacen residuales a poco más de 1 Km o 1,5 Km, tanto en el fondo como en superficie.

En ningún caso se aprecia que la mancha genere riesgo alguno sobre la pradera de *Posidonia oceanica*, ya que ni en su aproximación hacia el NW ni hacia el SW (más extensa), los valores de concentración en el fondo o en superficie por ninguno de los contaminantes analizados supera valores de 0,1 mg/L a menos de 1 Km de la batimétrica -25.

En segundo lugar, siguiendo los criterios de diseño propuestos más arriba (trazado del emisario y ubicación y características del difusor), se ha llevado a cabo un análisis de las

distintas alternativas de diseño y construcción del emisario. Se opta por las siguientes soluciones constructivas:

- **Material:** tubería de Polietileno de alta densidad (PEAD), PE 100, con SDR 26 (SDR=Relación diámetro exterior/espesor), lo cual aporta un espesor suficiente para las solicitaciones en fase de servicio e instalación.
- **Trazado:** La conducción del emisario se proyecta desde la desalobradora del Mojón hacia el mar Mediterráneo.

El **tramo terrestre** (longitud de 1.500 m) discurre por el límite sur del núcleo de población El Mojón. Este tramo tiene una sección de excavación en zanja excepto los últimos 300 metros del mismo que tienen una sección de microtúnel ya que hincan la tubería en el terreno.

Para el **trazado submarino**, la conducción irá de forma paralela al del emisario existente de la EDAR de San Pedro del Pinatar, la tubería irá enterrada en zanja hasta la profundidad de -7, donde comienza la pradera de *Posidonia oceanica*. Desde este punto, la tubería irá apoyada en el fondo del mar. La longitud final de la conducción será de 5.843 m.

- **Sección tipo 1.** La tubería está enterrada en zanja con 2 m de recubrimiento al comienzo, y se realiza una transición hasta el punto en el que apoya en el fondo. La zanja tendrá un ancho de 3 m en zona marina, dejando 0,5 m a cada lado del lastre para facilitar las operaciones de colocación de la tubería.
  - **Sección tipo 2.** La tubería queda apoyada en el fondo. Se diseñará un lastre de sección grande, colocado cada 7 metros, para reducir al máximo la superficie de apoyo. Este apoyo no se producirá en toda la sección, sino en unas “patas” diseñadas a tal efecto. De esta manera se reduce el impacto sobre la pradera.
- **Diámetro de la tubería:** 1.200 mm, este diámetro permite transportar el caudal que se desea verter.
  - **Proceso constructivo:** la colocación de tuberías de polietileno en el fondo del mar se realiza por fondeo controlado por inundación progresiva. Dadas las profundidades alcanzadas, y para no exigir un espesor muy elevado, se recomienda realizar el fondeo con apoyo de flotadores. De esta manera, se elimina además la necesidad de ejercer un tiro longitudinal en el tubo, con lo que se facilita el proceso, especialmente al realizar uniones en el fondo.
  - **Elementos complementarios:** para señalar el tramo difusor, se colocará un balizamiento al final de emisario. Para evitar que el arrastre de redes dañe el emisario, se colocarán 8 módulos de protección (antiarrastreros) alrededor de las tuberías.

En este documento solo considera el trazado correspondiente a la parte marina del emisario para realizar la valoración del impacto ambiental del mismo por lo que no se tendrá en cuenta la parte terrestre.

### 3. MEDITERRÁNEO ADYACENTE AL MAR MENOR

El objeto de este apartado es ofrecer una la caracterización sintética del estado preoperacional del medio receptor en aquellas áreas más directamente afectadas por la actuación prevista, tanto desde el punto de vista ecológico como de la calidad de las masas de agua, con la finalidad de poder evaluar las consecuencias (impactos) de su construcción y puesta en funcionamiento.

#### 3.1. Caracterización bionómica

El Mar Mediterráneo inmediatamente próximo al Mar Menor forma parte del LIC ES6200029 *Franja litoral sumergida de la Región de Murcia*, declarado como tal en 2006. La inclusión de este espacio marino en la Red Natura 2000 se justifica fundamentalmente por la presencia del tipo de hábitat prioritario 1120\* Praderas de Posidonia (*Posidonia oceanica*), por lo que en gran medida la delimitación del LIC coincide con la distribución espacial de esta angiosperma marina en la zona.

Estas praderas infralitorales están consideradas la mejor representación de *Posidonia oceanica* de toda la franja costera de la Región de Murcia (*Natura 2000 - Formulario normalizado*) y, debido a su gran extensión, especialmente las del sector nororiental, es decir, la situada frente a la Manga del Mar Menor (Franja Mediterránea Norte) y la pradera de la Franja Litoral de Calblanque, más al sur. Estas son las praderas más extensas de la región, cuyo límite inferior está a unos 4 km de distancia de la línea de costa, dada la amplitud de la plataforma continental.

La distribución de las praderas de *Posidonia oceanica* del litoral nordeste de la Región de Murcia, junto con la de otras angiospermas marinas, se detalla en el Atlas de las Praderas Marinas de España, publicado por el IEO en 2015 (figura 1).



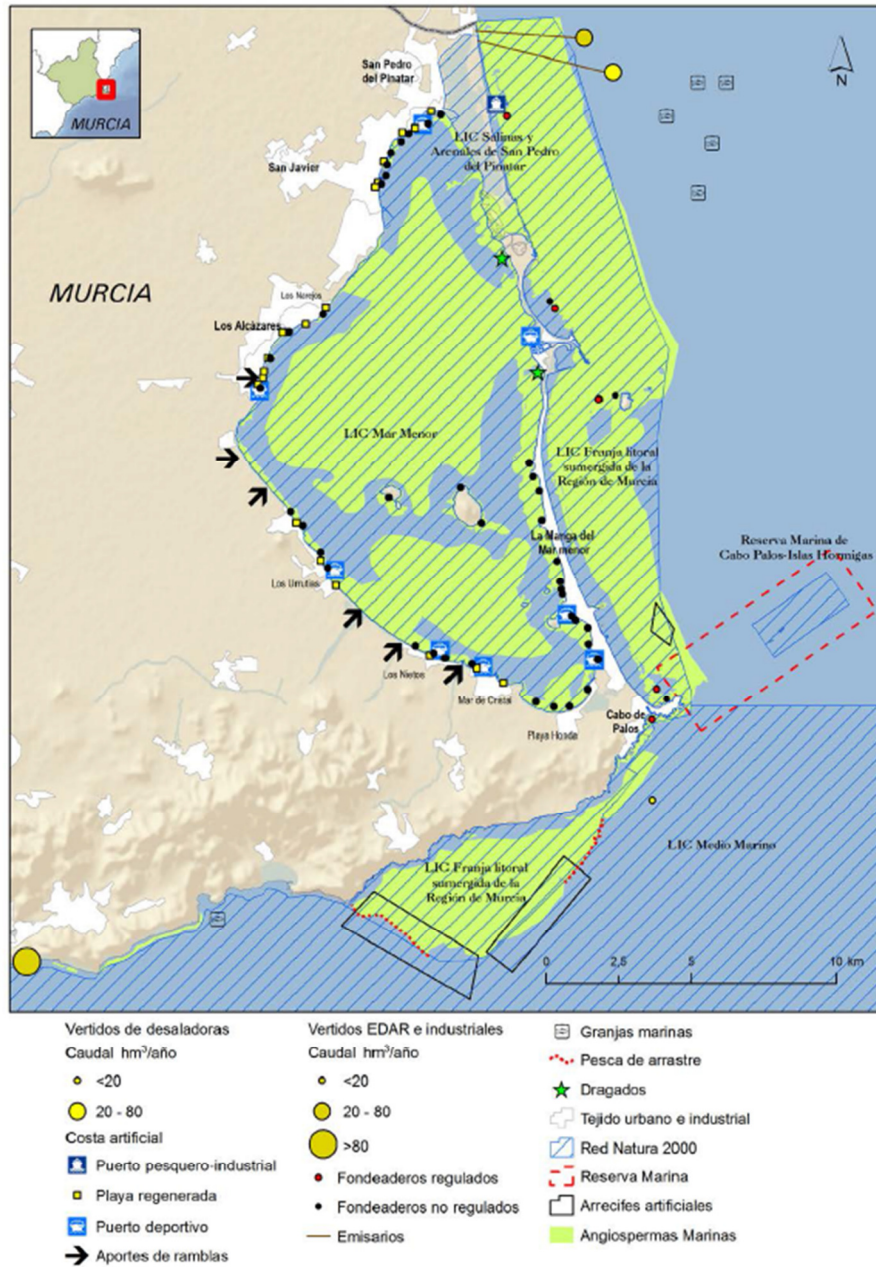
**Figura 1. Cartografía bionómica de las praderas de fanerógamas marinas en el litoral nordeste de la Región de Murcia y en el Mar Menor**

Fuente: Ruiz et al. (2015)

El estado de conservación de *P. oceanica* frente a la Manga se considera bueno en general. Esto se debe fundamentalmente a la relativa ausencia de presiones directas originadas por actividades humanas, mucho más concentradas en el interior de la laguna costera, tal y como puede observarse en el Atlas de las Praderas Marinas de España (IEO, 2015).

No obstante, destaca la presencia en el extremo norte de dos emisarios submarinos (figura 2), pertenecientes uno a la IDAM (planta desalinizadora) y el otro a la EDAR (estación depuradora) del municipio de San Pedro del Pinatar. El trazado de ambas conducciones atraviesa la pradera

de *P. oceanica* en toda su anchura hasta más allá del límite oriental de la misma, siendo el punto de vertido del emisario de la EDAR el más próximo a la pradera.

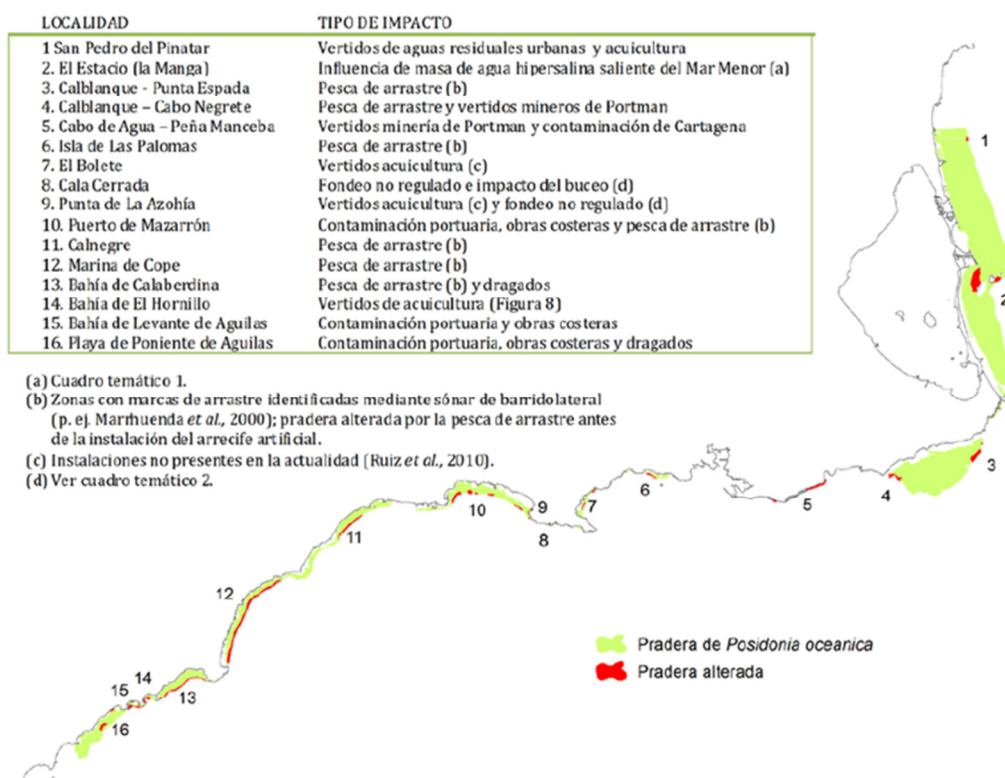


**Figura 2. Presiones antrópicas que se dan en el litoral nordeste de la Región de Murcia y en el Mar Menor sobre las fanerógamas marinas**

Fuente: Ruiz et al. (2015)

Por otro lado, el mencionado Atlas de las Praderas Marinas de España recoge además el estado de conservación de las praderas de *P. oceanica* de todo el litoral murciano (figura 3), actualizando con datos propios la información original de la CARM (año 2004).

Dentro de la zona de influencia del proyecto de emisario submarino, la denominada Franja Mediterránea Norte, esta publicación señala la existencia de dos áreas significativas de pradera alterada: una en el extremo nororiental, que se relaciona con el vertido de aguas residuales urbanas (a través del emisario de la EDAR de San Pedro del Pinatar) y con la acuicultura (presencia de granjas marinas próximas, ver figura 2); y otra, mucho más amplia, adyacente a la desembocadura del canal de El Estacio y cuyo estado alterado se asocia a la influencia de la masa de agua hipersalina saliente del Mar Menor.



**Figura 3. Estado de conservación de las praderas de *P. oceanica* de la Región de Murcia**

Fuente: Ruiz et al. (2015)

Estas dos áreas son básicamente coincidentes con aquéllas identificadas, en las Ecocartografías del MAGRAMA de 2009, como pradera en regresión frente a las costas de San Pedro del Pinatar, situada a -25 metros en el límite profundo de la pradera de *P. oceanica* (limitada a 1,7 ha); y una superficie de tanacenosís frente a El Estacio, en la zona profunda de la pradera, entre los 21 y 25 metros de profundidad (ocupando 5,8 ha).

En 2012, el IEO realizó un estudio específico para determinar la influencia e impacto de las aguas hipersalinas del Mar Menor sobre el sector de pradera próxima a El Estacio (Marín Guirao et al., 2017). Se observó que la pradera de *P. oceanica*, sometida a exposiciones fluctuantes de aguas hipersalinas y ricas en nitrógeno del Mar Menor, se mantenía con altas densidades de haces aunque con tamaños muy pequeños del haz debido al elevado coste metabólico del estrés ambiental al que estaba expuesta. Es decir, que el estado de alteración

detectado según los descriptores empleados habitualmente para *Posidonia*, era una respuesta clásica de aclimatación de las plantas a situaciones de elevado estrés ambiental.

No obstante lo anterior, los muestreos periódicos llevados a cabo por el IEO en años posteriores a 2012, han puesto en evidencia que el área de pradera expuesta a las aguas del Mar Menor ha entrado en un intenso y rápido declive a partir de 2016 (tras la crisis de eutrofización de la laguna), consistente en un rápido descenso de la densidad de haces y su cobertura, del orden del 60-75% respecto a praderas de referencia de la zona no influenciadas por éste ni ningún otro impacto antrópico. Estos resultados, aún no publicados y adelantados a la Dirección General del Agua del MAPAMA en respuesta a la solicitud de información del procedimiento EIA, forman parte del informe de 2017 de la Red de Seguimiento de *Posidonia* en la Región de Murcia, destinado al Servicio de Pesca y Acuicultura de la CARM.

En lo que se refiere al estado de la pradera de *P. oceanica* frente a San Pedro del Pinatar, tras los distintos seguimientos llevados a cabo no se ha observado excesiva degradación de las praderas a causa de las presiones que se presentan actualmente, incluyendo la descarga subterránea desde el acuífero Cuaternario al Mar Mediterráneo, si exceptuamos la pequeña zona alterada en el límite profundo, ya mencionada. No obstante, teniendo en cuenta que la producción anual del complejo acuícola próximo ha alcanzado las 7.000 toneladas en 2013 y que en zonas aledañas vierte un emisario de aguas residuales urbanas y otro de salmuera, el riesgo de regresión de este tramo de la pradera es elevado (Atlas de las Praderas Marinas de España, 2015). Por otro lado, hay que destacar que parte de la pradera somera del frente costero de San Pedro del Pinatar ha sido identificada como Ecomorfosis de arrecife-barrera (PGI de los Espacios Protegidos del Mar Menor y la Franja Litoral Mediterránea de la Región de Murcia, 2016), cuyo estado de conservación se encuentra sin calificar, aunque presenta un alto grado de vulnerabilidad debido a su ubicación cercana a la línea de costa, su limitada extensión y su singularidad.

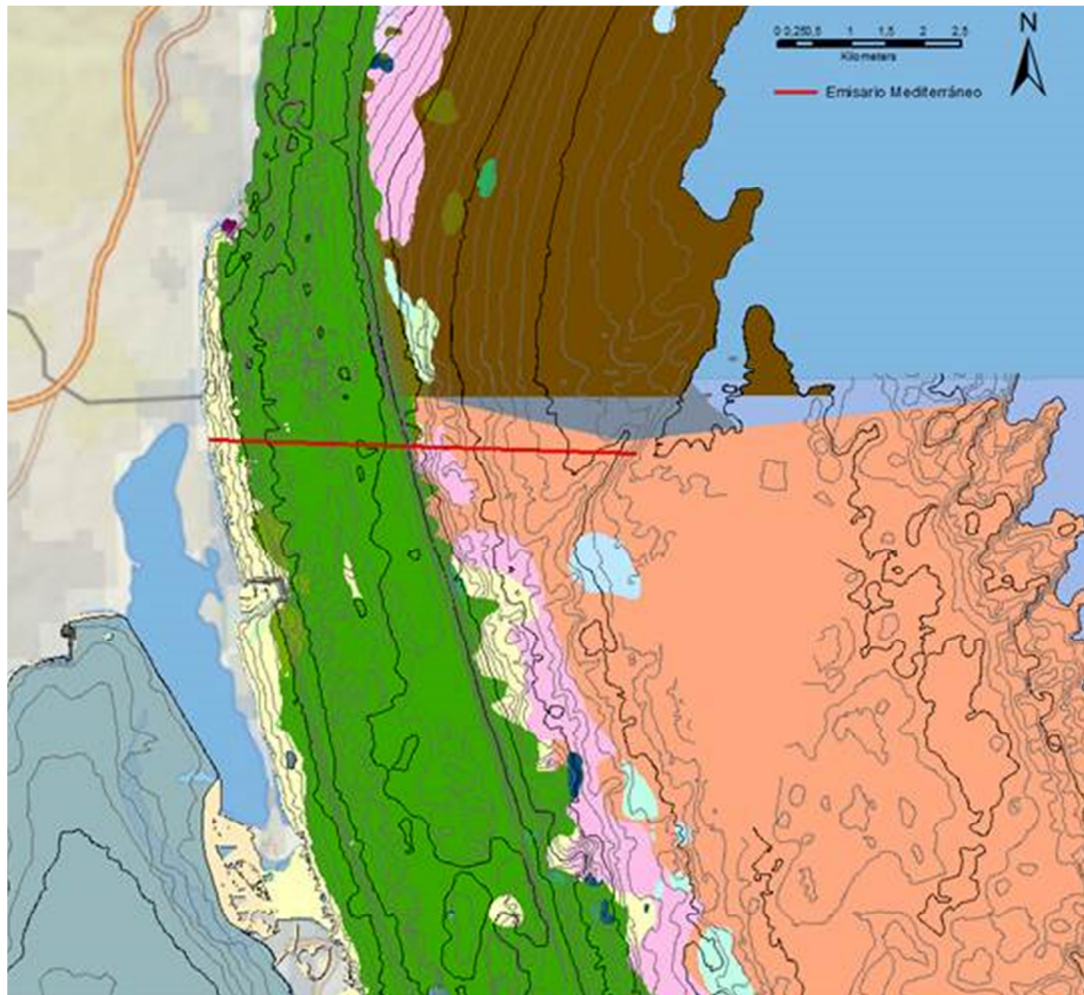
La porción de franja litoral frente a la Manga del Mar Menor consiste en general en una zona continua de playa con una barra rocosa, con una Facies de fanerógamas esparcidas en la parte superior de las playas, ocupando el piso supralitoral, y una Facies de bancos de hojas muertas de *Posidonia oceanica* y otras fanerógamas, en el mediolitoral, ambas en buen estado de conservación (PGI de los Espacios Protegidos del Mar Menor y la Franja Litoral Mediterránea de la Región de Murcia, 2016). Frente a San Pedro del Pinatar, el primer tramo del piso infralitoral, situado entre la línea de costa (límite occidental del LIC ES6200029) y el borde somero de la pradera de *P. oceanica*, se encuentra representado por la Comunidad de Arenas Finas Bien Calibradas, según se detalla en la Ecocartografía del litoral español para la Región de Murcia del MAGRAMA (figura 4). Esta comunidad infralitoral está incluida dentro del tipo de hábitat 1110 Bancos de arena cubiertos permanentemente por agua marina poco profunda, de Red Natura 2000, y se encuentra en buen estado de conservación, según el citado PGI.

Siguiendo el trazado propuesto para el nuevo emisario, su tramo final alcanza el piso circalitoral, a continuación del límite profundo de *Posidonia* y ya fuera del extremo oriental del LIC. Allí se localiza la Biocenosis de los Fondos Detríticos Costeros, donde se ubicaría el punto

de vertido, a unos 39 metros de profundidad. El tramo inicial de esta comunidad circalitoral está ocupado parcialmente por una facies de *Caulerpa racemosa* (*cylindracea*), que conforma una franja discontinua adyacente a la pradera.

En una zona situada al sureste del emisario, está cartografiada una Comunidad de Algas Esciáfilas Infralitorales en Régimen Calmo con Facies de gorgoniaros, bajo la influencia de diversas explotaciones de acuicultura próximas (ver figura 2). En principio, no se han reportado cambios relacionados con la actividad acuícola en estas comunidades, y se desconoce su estado actual.

Por último, al norte del punto de vertido previsto y fuera de los límites del LIC, se encuentra representada la Comunidad de Fondos Detríticos Enfangados, ocupando una amplia extensión.





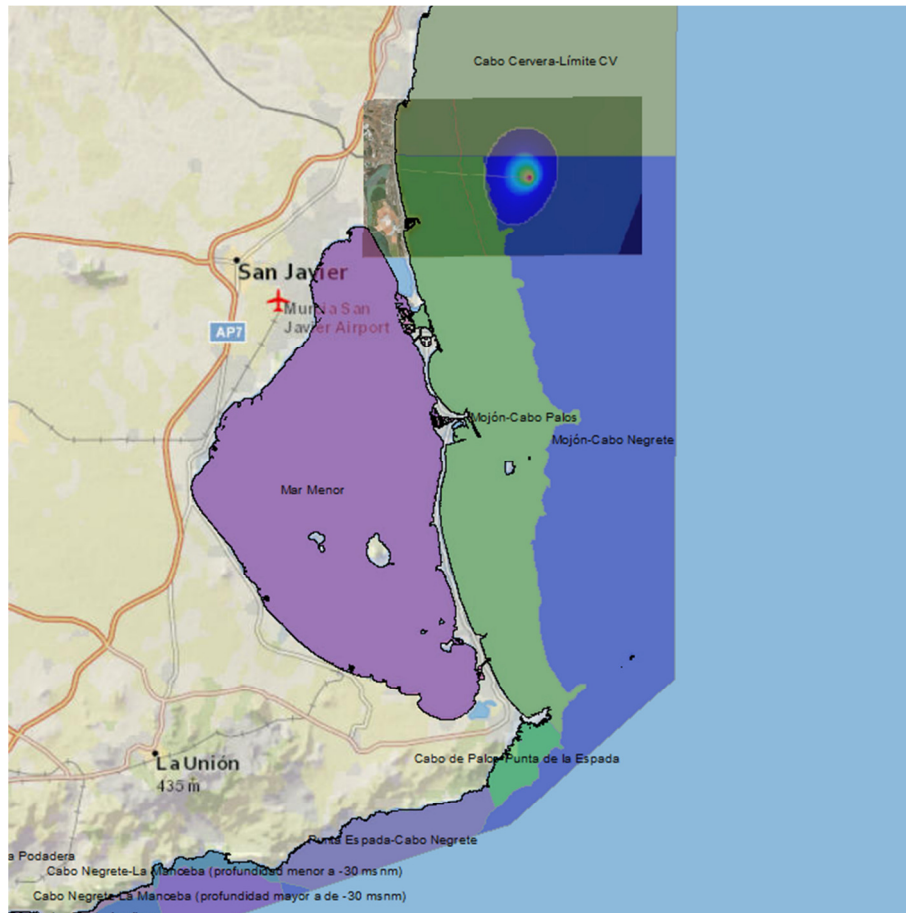


**Figura 4. Comunidades presentes en el Mediterráneo y biocenosis en la zona del emisario norte**

Fuente: Elaboración propia a partir de las Ecocartografías del litoral español de la Dirección General de Sostenibilidad de la Costa y el Mar (MAGRAMA, 2008 y 2009)

### 3.2. Caracterización de las masas de agua

La masa de agua costera directamente afectada por el efluente del nuevo emisario, sería la de Mojón-Cabo Negrete (ES0701030008) que, según el Plan Hidrológico Demarcación del Segura (2015-2021), pertenece a la categoría de aguas costeras mediterráneas no influenciadas por aportes fluviales, profundas arenosas (AC-T07). Además, según la modelización del vertido, podrían verse influenciadas la masa de agua de Mojón-Cabo Palos (ES0701030003), categorizada como aguas costeras mediterráneas no influenciadas por aportes fluviales, someras arenosas (AC-T05), y la masa Cabo Cervera-Límite CV (ES0701030002), que pertenece al tipo de aguas costeras mediterráneas no influenciadas por aportes fluviales, someras mixtas (AC-T06). Todas estas masas de agua se encuentran actualmente en buen estado general (químico, ecológico), según el mencionado PHDS.



**Figura 5. Masas de agua costera de la Demarcación del Segura potencialmente afectadas por el vertido. En el recuadro, dispersión del mismo en superficie con la máxima aproximación por el NW**  
Fuente: Elaboración propia a partir de datos del PHDS (2015-2021)

El Real Decreto 817/2015, de 11 de septiembre, recoge en su Anexo II los valores que determinan las condiciones de referencia, el máximo potencial ecológico y los límites de clases de estado de los distintos indicadores de calidad de los tipos de aguas costeras. En la siguiente tabla, se presentan los correspondientes a las masas de agua consideradas.

**Tabla 1. Condiciones de referencia y límites de clases de estado para los tipos de aguas costeras correspondientes a las masas de agua potencialmente afectadas por el vertido (RD 817/2015)**

Tipos aguas costeras	Indicador	Unidades	Valor absoluto.	Indicadores biológicos e hidromorfológicos: RCE Indicadores químicos y biológicos (ChIA): Concentración			
			Condición de referencia/ condición específica del tipo.	Límite muy bueno/bueno	Límite bueno/moderado	Límite moderado/deficiente	Límite deficiente/malo
AC-T07	Chl-a	µg/L	0,9	1,13	1,8	2,5	3,21
AC-T07	CARLIT		Valor establecido para cada una de las situaciones ambientales definidas según tipo de costa y sustrato.	0,75	0,60	0,40	0,25
AC-T07	BOPA		Fauna únicamente compuesta por especies sensibles (anfípodos excepto género Jassa) y ausencia de poliquetos oportunistas. BOPA: 0.	0,95	0,54		
AC-T07	MEDOCC		Fauna compuesta por 90 % especies sensibles y 10 % especies indiferentes. MEDOCC: 0,2.	0,73	0,47	0,20	0,08
AC-T07	FAN	(Adimensional)		-0,2 (CP) -0,3 (CM)	0,2 (CP) 0 (CM)	0,6 (CP) 0,3 (CM)	1 (CP) 0,6 (CM)
AC-T05	Chl-a	µg/L	0,9	1,13	1,8	2,5	3,21
AC-T05	POMI		Condición óptima ideal obtenida a partir de la media de los x mejores valores medidos para cada métrica, siendo x el 10 % del número total de estaciones muestreadas.	0,77	0,55	0,32	0,1
AC-T05	SV		Condición óptima ideal obtenida a partir de la media de los x mejores valores medidos para cada métrica.	0,77	0,55	0,32	0,1
AC-T05	CARLIT		Valor establecido para cada una de las situaciones ambientales definidas según tipo de costa y sustrato.	0,75	0,60	0,40	0,25
AC-T05	BOPA		Fauna únicamente compuesta por especies sensibles (anfípodos excepto género Jassa) y ausencia de poliquetos oportunistas. BOPA: 0.	0,95	0,54		
AC-T05	MEDOCC		Fauna compuesta por 90% especies sensibles y 10% especies indiferentes. MEDOCC: 0,2.	0,73	0,47	0,20	0,08
AC-T05	Amonio	µmol NH <sub>4</sub> /L			4,60 (CP) 2,30 (CM)		
AC-T05	Nitritos	µmol NO <sub>2</sub> /L			0,92 (CP) 0,46 (CM)		
AC-T05	Nitratos	µmol NO <sub>3</sub> /L			7,3 (CP) 3,65 (CM)		
AC-T05	Fosfatos	µmol PO <sub>4</sub> /L			0,76 (CP) 0,38 (CM)		
AC-T05	FAN	(Adimensional)		-0,2 (CP) -0,3 (CM)	0,2 (CP) 0 (CM)	0,6 (CP) 0,3 (CM)	1 (CP) 0,6 (CM)

FAN: índice fosfatos-amonios-nitritos

CP: campo próximo, de 0 a 200m de la costa; CM: campo medio, a más de 200m de la costa

\*Nota: la masa de agua AC-T06 presenta los mismos valores que la AC-T05

El tipo de aguas costera AC-T07 no posee valores de concentración de nitratos como indicadores del estado químico, sino que están referidos a un valor adimensional del índice FAN. No obstante, dado que todos los valores de este parámetro son coincidentes con los del tipo AC-T05 (y del AC-T06), puede asumirse que los de nitratos serán similares a los de este último.

En resumen, según el Real Decreto 817/2015, el límite bueno/moderado atendiendo a la concentración de nitratos como indicador de la calidad química, queda establecido en 3,65 µmol/L en áreas situadas a más de 200 m de la costa (campo medio), para las tres masas de agua costera previsiblemente afectadas por el vertido del nuevo emisario y cuya calificación actual en el PHDS 2015-2021 es de buen estado químico. Atendiendo a la concentración de clorofila a (Chl-a), el límite bueno/moderado para las mismas masas de agua se establece en 1,8 µg/L.

En lo que respecta a la productividad de las masas de agua, según la Estrategia Marina de la Demarcación marina Levantino-Balear (2012) en la zona se dan dos tipos. Por una parte, las aguas más cercanas a la costa, serían aguas costeras con baja influencia de aportes terrestres (LEVC1). A continuación, mar adentro, estarían las aguas costeras influenciadas por el afloramiento asociado al frente de plataforma-talud (LEVON), con unas productividades

inferiores a las primeras. La frontera entre ambos tipos de agua es casi coincidente con el límite profundo la pradera de *Posidonia oceanica* en la Franja Mediterránea Norte, que en la práctica representa el extremo oriental del LIC ES6200029 *Franja litoral sumergida de la Región de Murcia* en este sector de la costa.

La mayor productividad de LEVC1 respecto al área LEVON se supone debida al gradiente hidrológico relacionado con la proximidad a la costa. Según la Estrategia Marina, las concentraciones y el patrón de variación que se da en la concentración media de clorofila a es similar a la concentración de nitrato, dándose los mayores valores en el área LEVC1.

Así, el aumento de concentraciones de la clorofila a en estas zonas, está ligado a la concentración de nitratos y condicionado por las limitaciones debidas a la estequiometría de los distintos nutrientes distinta a la óptima. La razón molar N:P (nitrato/fosfato) es de 16:1, que se considera óptima para el crecimiento del fitoplancton. Estas relaciones se ven reflejadas en las diferentes concentraciones de nutrientes y las producciones asociadas de clorofila a (tabla 2). Hay que tener en cuenta que, para el cálculo de los nutrientes, en las Estrategias Marinas se ha considerado sólo la capa de agua superficial (hasta -25 m).

**Tabla 2. Descripción estadística de los diferentes valores descritos para la concentración de nutrientes y clorofila a en los distintos tipos de aguas presentes en la zona de estudio**

Área	Parámetro	Máxima	Mínima	Media	Mediana	Percentil 90
LEVC1	Nitrato (mmol/m <sup>3</sup> )	9,6	0,04	0,8	0,2	2
	Fosfato (mmol/m <sup>3</sup> )	0,91	0,04	0,07	0,05	0,15
	Chl a (µg/l)	8,1	0,04	0,69	0,28	1,2
LEVON	Nitrato (mmol/m <sup>3</sup> )	8,9	0,04	0,4	0,12	0,9
	Fosfato (mmol/m <sup>3</sup> )	2,5	0,04	0,07	0,04	0,1
	Chl a (µg/l)	3,7	0,04	0,29	0,17	0,6

Fuente: Estrategia Marina de la Demarcación marina Levantino-Balear (2012)

\*Nota: mmol/m<sup>3</sup> = µmol/L

Como puede observarse en la tabla anterior, los valores habituales registrados de nitrato y clorofila a (percentil 90), en los tipos de aguas presentes en la zona, se encuentran dentro de los establecidos en el RD 817/2015 como el límite bueno/moderado para estos mismos indicadores de calidad.

#### 4. IDENTIFICACIÓN, CUANTIFICACIÓN Y VALORACIÓN DE IMPACTOS

Para realizar la valoración de los potenciales impactos asociados al proyecto objeto de estudio, se atiende a lo dispuesto en el apartado 4 del Anexo VI Estudio de impacto ambiental y criterios técnicos de la Ley 21/2013. Esto supone la identificación, cuantificación y valoración de los efectos significativos previsibles de la actividad proyectada sobre los aspectos ambientales más relevantes.

#### 4.1. Elementos generadores de potenciales impactos

Teniendo en cuenta las características de la infraestructura, llegado el caso de su entrada en desuso no se contempla la retirada o desmantelamiento, por lo que para la identificación y clasificación de los elementos generadores de impacto, se distinguen únicamente dos fases:

##### Fase de ejecución

- Colocación de tubería en zanja (sección tipo 1);
- Tendido y colocación del emisario sobre el fondo (sección tipo 2);
- Movimientos de embarcaciones y maquinaria auxiliar;
- Riesgo de vertidos de la maquinaria de trabajo (embarcaciones) por sucesos accidentales.

##### Fase de funcionamiento

- Vertido del efluente a través el difusor del emisario durante su normal funcionamiento;
- Riesgo de vertido accidental por rotura del emisario o fallo mecánico.

#### 4.2. Factores ambientales receptores de potenciales impactos

Para la identificación de los factores ambientales receptores de impacto, se distinguen los distintos medios que se pueden ver afectados de forma significativa:

- Medio Físico
  - o *Agua. Calidad del agua de mar*
  - o *Suelo. Geomorfología del fondo marino*
- Medio Biológico
  - o *Comunidades marinas*
- Medio Administrativo
  - o *Red Natura 2000*
- Medio Socioeconómico
  - o *Calidad de vida*
  - o *Economía y empleo*
- Infraestructuras
  - o *Saneamiento*
- Coste Ambiental
  - o *Recursos y energía*
- Medio Cultural
  - o *Patrimonio arqueológico*

### 4.3. Identificación y valoración de potenciales impactos de la actuación

#### 4.3.1. Impactos sobre la calidad del agua de mar

##### *Fase de ejecución*

Durante la construcción del emisario, se distinguen dos acciones que pueden generar impactos sobre la calidad del agua:

- Incremento de la turbidez durante la ejecución de la zanja, el tendido de la tubería y el movimiento de las embarcaciones y la maquinaria auxiliar;
- Vertidos accidentales de contaminantes (carburantes, aguas oleosas) desde la maquinaria de trabajo.

El incremento de turbidez ocurre por la resuspensión de los sedimentos y su incorporación a la columna de agua durante las operaciones de ejecución de la zanja y el tendido y lastrado de la tubería. La construcción de la zanja (sección tipo 1 del emisario) será la acción que provoque un incremento de turbidez más intenso, aunque será de escasa extensión espacial (el tramo soterrado es el más corto, hasta la cota -7) y temporal. Esta actuación se llevará a cabo sobre fondos arenosos desnudos (Comunidad de Arenas Finas Bien Calibradas), removiendo previsiblemente materiales de elevada tasa de sedimentación y baja dispersión, por lo que la afección sobre la transparencia del agua será muy localizada y cesará de forma espontánea y casi inmediatamente una vez finalicen las obras. El impacto será significativo aunque compatible. Durante el tendido de la sección tipo 2, el impacto será previsiblemente mucho menor, aunque de similares características. Esto es debido al empleo de un sistema de flotadores, que hacen que el fondeo de la tubería se haga de forma progresiva y controlada, contando además los lastres con superficies de apoyo reducidas.

En cuanto a la incorporación de contaminantes al agua por el normal funcionamiento de los barcos, su impacto sobre la calidad del agua puede considerarse significativo aunque de baja intensidad, ya que se trata de un impacto temporal y de pequeña extensión, que no supone un incremento importante del tráfico marítimo sobre la zona ni el empleo de embarcaciones que generen impactos distintos a los que generan las que transitan habitualmente por la zona.

En cuanto a los posibles vertidos accidentales, en función de su magnitud sí pueden generar efectos significativos de mayor intensidad. En todo caso, se trata de eventos poco probables y que con las medidas de contingencia obligatorias en las embarcaciones, su potencial impacto quedaría minimizado.

Los impactos sobre la calidad del agua de mar en esta fase, se caracterizan por ser de tipo NEGATIVO, DIRECTO, SIMPLE, CONTINUO, TEMPORAL, REVERSIBLE y RECUPERABLE.

##### Valoración general de la magnitud del impacto ambiental

La magnitud del impacto sobre la calidad del agua de mar durante la construcción, se valora como impacto ambiental **COMPATIBLE**. La ejecución de la obra, especialmente para la

instalación del primer tramo del emisario (con sección tipo 1), supondrá una serie de impactos en la columna de agua cuya recuperación será prácticamente inmediata tras la actuación y no precisa la aplicación de medidas preventivas o correctoras especiales.

### ***Fase de funcionamiento***

Con el desvío de los aportes a la laguna de los efluentes agrarios hacia una planta desnitrificadora y la puesta en funcionamiento del nuevo emisario submarino, se pretende reducir la concentración de nutrientes del Mar Menor, mejorando la calidad general de la lámina de agua y favoreciendo la recuperación del hábitat. Esta actuación tiene como consecuencia dos tipos de afecciones sobre las masas de agua costera del Mediterráneo próximo a la laguna, opuestas aunque relacionadas entre sí:

- Por un lado, supondrá la existencia de un vertido de fuente puntual a unos 6 Km mar adentro del frente costero de San Pedro del Pinatar. Esto implica un incremento de concentración de distintos contaminantes en la masa de agua receptora del vertido.
- Por otro lado, la llegada excesiva de nutrientes al Mar Menor se traduce actualmente en una salida de aguas eutrofizadas hacia el Mediterráneo adyacente, principalmente a través de las golas que comunican ambas masas de agua, en forma de un vertido difuso e irregular. La disminución de estos aportes a la laguna, supondrá una mejora en la calidad de la masa de agua mediterránea influenciada por el Mar Menor.

### **Masa de agua receptora del vertido desde emisario**

Durante el funcionamiento, el vertido supone un incremento en la concentración de distintos contaminantes en el medio receptor, afectando fundamentalmente al tipo de aguas costeras influenciadas por el afloramiento asociado al frente de plataforma-talud (LEVON). Sin embargo, el diseño del emisario garantiza que las concentraciones alcanzadas no superen los límites legales.

Según los resultados del modelo de dispersión, la concentración de nitratos varía desde los 85 mg/L en el punto inicial a valores inferiores a 0,9 mg/L de  $\text{NO}_3^-$  en el campo cercano. Estos valores del campo cercano se reducen en un 50% a poco más de 50 m del punto de vertido (difusores) y llegan, en el peor de los escenarios planteados por el modelo, a valores inferiores a 0,1 mg/L (equivalente a 1,6  $\mu\text{mol/L}$ ) a 1 Km del mismo. Por tanto, los valores producidos por el vertido se encontrarían por debajo de los límites que determinan el buen estado para las masas de agua costera previsiblemente afectadas por el vertido, según el Real Decreto 817/2015 (3,65  $\mu\text{mol/L}$  en áreas situadas a más de 200 m de la costa). Estas concentraciones se encuentran igualmente dentro de los valores considerados normales para las masas de agua mediterránea de la zona (Estrategia Marina de la Demarcación marina Levantino-Balear, 2012).

En la vertical al foco de emisión, se presentarán en superficie las concentraciones máximas puntuales de nitratos. Los valores según los datos que ofrece el modelo, estarán alrededor de 0,4 mg/L de  $\text{NO}_3^-$  (equivalentes a 6,4  $\mu\text{mol/L}$ ). Estos valores se reducen rápidamente al alejarse

del punto de vertido, encontrándose dentro de los rangos que determinan el buen estado de las masas de agua.

Existen estudios que reproducen la correlación entre la producción de fitoplancton y las concentraciones de nitratos en el Mediterráneo Occidental. Así, valores del orden de 0,1 mg/L de  $\text{NO}_3^-$  generan aumentos en la producción primaria de las capas superficiales de la columna de agua, que se corresponden con máximos de clorofila a del orden de 1,5  $\mu\text{g/L}$  (Valencia Vila, J., 2013). Atendiendo a estas consideraciones, los crecimientos que se generarían en las zonas enriquecidas en nitratos debido a la dispersión del vertido, se encontrarían previsiblemente dentro del valor que establece el Real Decreto 817/2015 para las masas de agua costera afectadas (1,8  $\mu\text{g/L}$  de Chl-a como límite bueno/moderado). Será en el agua superficial situado en la vertical del punto de vertido, donde pueda darse un mayor aumento de la producción primaria, relacionado directamente con los valores máximos de nitratos que arroja el modelo de dispersión empleado.

Los efectos producidos por el aumento en la concentración de nitratos, podrían ser mayores en la época estival en las capas superiores de la columna de agua, favorecidos por el aumento de la radiación, la formación de la termoclina y la nutriclina asociada (disminución significativa de nutrientes en las capas superficiales, como consecuencia de su consumo por parte del fitoplancton) y desencadenar un aumento de las concentraciones de organismos fotosintéticos y la consecuente activación del zooplancton (Ahumada et al., 1991). Estos repuntes de la producción fotosintética se podrían dar de forma local en las proximidades del punto de vertido. En áreas más alejadas, este efecto disminuye de forma paulatina, a medida que las concentraciones de nitrato disminuyen. No obstante, cabe remarcar que la producción de fitoplancton en la zona de la pluma podría ser menor de lo esperado, en general, como consecuencia de las estequiometrias de los diferentes nutrientes que estén fuera de los óptimos y posiblemente desplazados a hacia el enriquecimiento de nitratos, dado que no se tiene certeza acerca de los niveles de fosfatos aportados por el efluente. Por tanto, la afección sobre el buen estado de las aguas para el parámetro clorofila a, estaría muy probablemente limitada a zonas y momentos puntuales.

Por último, hace falta destacar que la concentración máxima vertida de 85 mg/L de  $\text{NO}_3^-$  se ha empleado como criterio básico de diseño del emisario (límite legal para las autorizaciones de vertidos al mar en la Comunidad de Murcia), aunque finalmente podría resultar sensiblemente inferior, dependiendo del rendimiento alcanzado por la planta desnitrificadora. Por consiguiente, en el peor de los casos los valores de nitratos serían muy similares a los que vierte la EDAR de San Pedro del Pinatar (80 mg/L) y que, hasta la fecha, no se conoce que hayan supuesto impactos significativos en la calidad del medio receptor, según los controles y seguimientos llevados a cabo.

En definitiva, se considera que los impactos potenciales sobre la calidad del agua de mar, producidos por el vertido en condiciones normales, serán mayormente compatibles, ya que la recuperación de los valores iniciales se sucederá en un breve periodo de tiempo y no requerirá de medidas correctoras tras el cese de la actuación. Por último, los vertidos accidentales



debidos a rotura del emisario o a averías en el sistema de impulsión, por su carácter imprevisto e incontrolado pueden causar efectos de mayor intensidad y superar los límites legales, pero serán temporales. Por ello, el impacto se considera moderado en estos casos, aunque poco probable, y requerirá la adopción de las oportunas medidas preventivas.

Los impactos del funcionamiento del emisario, sobre la calidad de la masa de agua receptora del vertido (aguas costeras LEVON), se caracterizan por ser de tipo NEGATIVO, DIRECTO, SIMPLE, CONTINUO, TEMPORAL, REVERSIBLE y RECUPERABLE.

#### Masa de agua influenciada por el Mar Menor

Como parte de los procesos naturales de intercambio entre las masas de agua del Mar Menor y del Mediterráneo, el agua saliente de la laguna (masa de agua costera del tipo LEVMM, atendiendo a su productividad) tiene una influencia directa sobre el tipo de aguas costeras con baja influencia de aportes terrestres (LEVC1), las aguas más cercanas a la línea de costa.

En la actualidad, el agua de la laguna del Mar Menor presenta un estado degradado en sus características tanto físico-químicas como biológicas, lo que está afectando negativamente la calidad del agua mediterránea adyacente. En particular, en el sector próximo a la desembocadura del canal de El Estacio se ha detectado un deterioro de los indicadores de calidad a partir de 2016, tras la crisis distrófica sufrida por el Mar Menor. Esto se ha traducido en un intenso y rápido declive del área de pradera expuesta a las aguas salientes de la laguna, muy probablemente debido a un aumento de la turbidez y de la concentración de elementos nitrogenados y materia orgánica disuelta.

Por tanto, la disminución de los aportes de nutrientes a la laguna, gracias al normal funcionamiento del emisario (e infraestructura asociada), y la consiguiente recuperación de su calidad ambiental, podrá repercutir en una mejora de las condiciones de la masa de agua directamente influenciada por la salida difusa de contaminantes desde el Mar Menor.

Los impactos del funcionamiento del emisario, sobre la calidad de la masa de agua influenciada por el Mar Menor (aguas costeras LEVC1), se caracterizan por ser de tipo POSITIVO, INDIRECTO, ACUMULATIVO, CONTINUO y TEMPORAL.

#### Valoración general de la magnitud del impacto ambiental

De forma global, la magnitud del impacto sobre la calidad del agua de mar durante la fase de funcionamiento, se valora como **COMPATIBLE-MODERADO**. El funcionamiento de esta infraestructura implica un aumento en las concentraciones de contaminantes en el punto de salida del efluente y su área de afección, que se prevén plenamente acordes con los límites legales y los parámetros de calidad de las masas de agua receptoras del vertido, gracias a las características básicas de diseño del emisario. Por otro lado, muy previsiblemente ayudará a mejorar la calidad de la masa agua con influencia directa del Mar Menor. No obstante, la existencia de una relativa incertidumbre acerca de los posibles efectos del vertido sobre la

productividad del sistema acuático, hacen que sea necesario adoptar medidas de tipo preventivo en el sistema de depuración e impulsión (planta de desnitrificación).

#### 4.3.2. Impactos sobre la geomorfología y los suelos del fondo marino

##### *Fase de ejecución*

La ejecución de la zanja es la acción que mayor impacto tiene sobre el fondo marino. Esta acción provoca una alteración permanente de la geomorfología del fondo y pérdida de terreno natural, por lo que es un impacto significativo aunque de escasa extensión espacial y baja intensidad. El tendido de la tubería y los lastres también altera la geomorfología y el fondo, aunque con menor intensidad.

Los impactos sobre la geomorfología y los suelos se caracterizan por ser de tipo NEGATIVO, DIRECTO, SIMPLE, CONTINUO, TEMPORAL, REVERSIBLE y RECUPERABLE.

##### Valoración general de la magnitud del impacto ambiental

En términos generales, en cuanto a su magnitud, el impacto ambiental sobre la geomorfología y los suelos del fondo marino se valora como **MODERADO**. La ejecución de la obra, especialmente para la instalación del tramo de sección tipo 1 del emisario, supondrá un conjunto de impactos en los fondos marinos que precisa la aplicación de las correspondientes medidas preventivas y correctoras, aunque no será preciso que tengan un carácter intensivo.

##### *Fase de funcionamiento*

Impacto **NO SIGNIFICATIVO**, debido al soterramiento de la infraestructura en el tramo de sección tipo 1 y a las características constructivas de la sección tipo 1. Durante el funcionamiento del emisario no se dan impactos ambientales sobre el fondo marino, más allá de los cambios morfológicos motivados por la presencia de la tubería lastrada.

#### 4.3.3. Impactos sobre las comunidades marinas

##### *Fase de ejecución*

La construcción del emisario, implica varias acciones que pueden generar impactos sobre las comunidades y hábitats marinos:

- Ejecución de zanja y colocación de tubería (sección tipo 1) en Comunidad de Arenas Finas Bien Calibradas;
- Tendido de tubería lastrada (sección tipo 2) sobre Pradera de *Posidonia oceanica* y Biocenosis de los Fondos Detríticos Costeros;
- Molestias sobre la fauna;
- Contaminación por vertidos accidentales.

El soterramiento del tramo más próximo a la línea de costa (sección tipo 1 del emisario), hasta los 7 m de profundidad, implicará la apertura de una zanja de aproximadamente 550 m de

longitud por 3 m de anchura, según el proyecto básico. Es la acción que mayor impacto tiene sobre el fondo marino y, en la práctica, supone la destrucción directa de unos 1.650 m<sup>2</sup> (0,16 ha) de la Comunidad de Arenas Finas Bien Calibradas. Esto representa un efecto muy localizado sobre una biocenosis que, aunque presenta un buen estado de conservación, al tratarse de arenas desprovistas de vegetación es intrínsecamente pobre en cuanto a su composición específica, poco diversa y de escasa complejidad estructural, por lo que posee una importancia ecológica relativamente baja. Además, precisamente debido a la poca complejidad de esta comunidad y a su amplia representación en la zona, la capacidad de recuperación resulta muy elevada, tanto en la zona directamente afectada por la actuación como en las áreas influenciadas por los movimientos de arenas.

La resuspensión de sedimentos, provocada por los trabajos de excavación en su tramo final, podría afectar al límite somero de *Posidonia oceanica* en el punto más próximo a las obras, como consecuencia del incremento puntual de la turbidez del agua y de la deposición de la arena removida. No obstante, *Posidonia* se encuentra adaptada a los procesos de ligero aterramiento por sedimentación (crecimiento ortótropo), que se dan de forma natural especialmente en áreas someras, por lo que se considera que el efecto será de baja intensidad. Por otro lado, el periodo de ejecución no resulta lo suficientemente prolongado como para que la turbidez afecte la funcionalidad de la pradera. Los impactos serán de escasa extensión espacial y temporal y remitirán cuando finalice la construcción del emisario, pero deberán contemplarse las adecuadas medidas protectoras e incluirlas en el Plan de Vigilancia Ambiental de la obra, siempre supeditadas a una delimitación precisa de la pradera de *P. oceanica* en este sector.

El punto donde el emisario empieza a discurrir apoyado sobre el fondo del mar, se hace coincidir con el inicio de la pradera de *Posidonia oceanica*, para evitar los daños que sobre ésta produciría la apertura de una zanja. Según mediciones basadas en las Ecocartografías del MAGRAMA, el emisario discurrirá a lo largo de unos 2.260 m de pradera. Para el tendido de la tubería en este tramo (sección tipo 2), se emplea un proceso constructivo poco agresivo con las comunidades bentónicas. El emisario no se asienta directamente sobre el sustrato, sino que se colocan lastres cada 7 metros, con dos puntos de apoyo cada uno, para reducir al máximo la superficie de contacto. Además, el fondeo de las tuberías se realiza de forma controlada, mediante inundación progresiva con apoyo de flotadores.

No obstante, este diseño no evita que se produzcan daños en el dosel foliar de la pradera de *P. oceanica*, con una pérdida de superficie debida a los apoyos de los lastres, aunque afecta mínimamente a la mata (entramado de rizomas, raíces y sedimentos atrapados). A pesar de tratarse de un impacto directo y permanente, se considera que su intensidad y extensión son relativamente bajas, debido a las técnicas empleadas para minimizar el daño. Por otro lado, el movimiento de los lastres sobre el fondo, hasta el asentamiento definitivo de la estructura, puede provocar una resuspensión de sedimentos e incremento de la turbidez, aunque de pequeña entidad, con efectos sobre la pradera similares a los descritos más arriba, por lo que este impacto se considera de escasa magnitud, remitiendo tras finalizar las obras.

El tramo final del nuevo emisario recorre la Biocenosis de los Fondos Detríticos Costeros a lo largo de aproximadamente 2.680 m. Se trata de una comunidad circalitoral de importancia ecológica moderada y escasa singularidad (a priori). Se caracteriza por una gruesa granulometría, lo que permite una relativa complejidad estructural y relativamente alta riqueza específica, aunque con una fragilidad menor que la pradera de *Posidonia oceanica*. En este sector, el tendido de la tubería lastrada tendría efectos similares aunque de menor magnitud a los descritos para *Posidonia*. Dentro de esta comunidad de fondos detríticos, la franja adyacente a la pradera está ocupada de forma discontinua por una facies del alga *Caulerpa racemosa (cylindracea)*. Esta clorofita está incluida en el Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras (RD 630/2013) y ha tenido una expansión masiva y casi generalizada en los últimos años, llegando a estar considerada una amenaza potencial para las praderas de angiospermas marinas. No obstante, se ha comprobado la elevada resiliencia de *Posidonia* a este macrófito invasor y su papel de barrera ecológica contra su dispersión (Ruiz et al., 2015). En cualquier caso, tendría que confirmarse la presencia y distribución actual de *C. cylindracea* mediante una cartografía bionómica de detalle para, en su caso, adoptar medidas preventivas orientadas a evitar su expansión durante los trabajos de construcción.

Por otro lado, el funcionamiento de la maquinaria y embarcaciones generará efectos indirectos sobre las especies de macrofauna móvil (peces, mamíferos marinos y aves) presentes en la zona de actuación, por espantamiento debido al ruido, particularmente durante el soterramiento del primer tramo del emisario. En todo caso, se considera un impacto temporal y de escasa extensión, por lo que se considera compatible en general.

En cuanto a los posibles vertidos accidentales (derrames o fugas), en función de su magnitud sí pueden generar efectos significativos de mayor intensidad. En todo caso, se trata de eventos poco probables, temporales y de escasa extensión, que no comprometerán la viabilidad de las comunidades bentónicas. Con las medidas de contingencia obligatorias en las embarcaciones y maquinaria empleadas, su potencial impacto quedaría minimizado.

En resumen, los impactos sobre las comunidades marinas en la fase de ejecución, se caracterizan por ser de tipo NEGATIVO, DIRECTO, SIMPLE, CONTINUO, TEMPORAL, REVERSIBLE y RECUPERABLE.

#### Valoración general de la magnitud del impacto ambiental

Durante esta fase, la magnitud del impacto sobre las comunidades marinas se valora como impacto ambiental **MODERADO**. La ejecución de la obra, especialmente para la instalación del tramo de sección tipo 1 del emisario, supondrá un conjunto de impactos en las comunidades bentónicas que precisa la aplicación de las correspondientes medidas preventivas y correctoras, especialmente en el punto más cercano al límite inferior de la pradera de *Posidonia*, aunque no será preciso que tengan un carácter intensivo. El diseño del emisario y las técnicas constructivas empleadas para el tendido del tramo de sección tipo 2, aseguran que los daños causados sobre las comunidades del fondo sean mínimos, si bien se precisarán medidas preventivas poco intensivas a incluir en el PVA de la obra, sobre todo en lo que

respecta a extremar las precauciones frente a la posible expansión del alga invasora *Caulerpa cylindracea*. Impactos potenciales indirectos sobre otros compartimentos del ecosistema se consideran de escasa relevancia, remitiendo inmediatamente tras la actuación.

### ***Fase de funcionamiento***

De igual modo que para la calidad del agua de mar, dada la íntima relación que existe entre ésta y el estado ecológico de las comunidades marinas, se consideran dos tipos de afecciones de carácter opuesto, como consecuencia del funcionamiento del emisario submarino:

- Incremento de las concentraciones de distintos contaminantes en la masa de agua receptora del vertido desde el emisario, a unos 6 Km mar adentro del frente costero de San Pedro del Pinatar.
- Reducción del grado de eutrofia del agua saliente de la laguna, que supone una mejora en la calidad de la masa de agua mediterránea influenciada por el Mar Menor.

Adicionalmente, habrá que tener en cuenta como elemento generador de impactos durante esta fase:

- Ocupación de los fondos por parte de tubería lastrada (sección tipo 1).

### **Comunidades afectadas por la ocupación de los fondos**

El emisario proyectado discurrirá tendido sobre la pradera de *Posidonia oceanica* a lo largo de unos 2.260 m, con una anchura máxima de 2 m (considerando los lastres), por lo que ocupará una superficie teórica aproximada de 4.520 m<sup>2</sup> (0,45 ha).

Los impactos potenciales sobre la pradera derivan de una reducción de la luz incidente (efecto sombra) en determinadas zonas y una pérdida reducida de superficie por los apoyos de los lastres. *Posidonia* se encuentra adaptada a un cierto grado de variabilidad en la irradiancia solar, debido a la proyección de sombras desde, por ejemplo, zonas acantiladas cuando la pradera se desarrolla muy próxima a litorales rocosos. No obstante, un sombreado intenso puede causar un significativo incremento de la mortalidad de los haces de hojas (Ruiz y Romero, 2001), por lo que es previsible que el potencial efecto negativo sea más intenso en sectores de pradera profunda, donde la iluminación está más restringida. Por otro lado, aunque el emisario no se asienta directamente sobre el sustrato, las superficies sobre las que se apoye impedirán el crecimiento ortótropo de los rizomas y del dosel foliar en esos puntos. En cualquier caso, las pequeñas disminuciones en la superficie producirán un impacto moderado sobre la pradera y muy reducido respecto a la alternativa de soterrar el emisario.

La pérdida teórica máxima, si desapareciera toda la superficie de pradera ocupada por el emisario (escenario poco probable), sería de 2.950 m<sup>2</sup>. En EL LIC Franja litoral sumergida de la Región de Murcia (Red Natura 2000) el porcentaje relativo de HIC 1120\* de superficie ocupada por el emisario sería de 0,009% de las 9.493 ha declaradas en el LIC. La disminución de la superficie de praderas supone una caída de las funciones ecológicas que prestan las comunidades de angiospermas marinas. Esta funcionalidad debe ser proporcional a la

superficie que ocupan y al grado de conservación (bueno) que presentan. Por tanto, se asume que esta potencial pérdida de superficie no comprometería la funcionalidad ecológica ni el mantenimiento a largo plazo de la amplia pradera existente en la Franja Mediterránea Norte. Por otro lado, hace falta destacar que se pretende ubicar el nuevo emisario lo más próximo posible a aquél por el que vierte la EDAR de San Pedro del Pinatar, donde en su día se realizaron unas actuaciones que afectaron a la pradera de *Posidonia oceanica*. En consecuencia, la teórica afección se daría parcialmente sobre un área de la pradera que probablemente no se encuentre en óptimas condiciones.

El tramo de emisario que discurre sobre la Comunidad de Fondos Detríticos Costeros, ocuparía teóricamente una superficie máxima muy limitada, de 5.360 m<sup>2</sup> (0,53 ha), en relación a la amplia representación de esta comunidad en la zona de estudio, por lo que esta potencial pérdida de superficie no comprometería su integridad a largo plazo. Además, la afección debida al sombreado por parte de la tubería se considera, en principio, poco significativa, debido a lo limitado de la cobertura algal en este tipo de fondos. Por consiguiente, teniendo en cuenta la escasa superficie afectada, el sistema de construcción empleado y la importancia ecológica moderada de los fondos detríticos, se considera que la presencia del emisario implicará un impacto significativo, aunque de baja intensidad sobre los fondos detríticos.

Los impactos sobre las comunidades marinas afectadas por la ocupación del fondo, se caracterizan por ser de tipo NEGATIVO, DIRECTO, SIMPLE, CONTINUO, PERMANENTE, REVERSIBLE y RECUPERABLE.

#### Comunidades afectadas por el vertido desde el emisario

De forma general, el incremento en las concentraciones de nutrientes en la columna de agua, puede favorecer la proliferación de fitoplancton e inducir desarrollos masivos de algas epífitas sobre las hojas de las angiospermas marinas, de tal modo que se traduce en una reducción de la luz disponible para la fotosíntesis, que puede causar desequilibrios del balance de carbono de la planta y, por tanto, una limitación de su crecimiento y supervivencia. Estos desequilibrios metabólicos pueden agravarse por otros mecanismos. Ante un exceso de nitrógeno en el medio, las angiospermas tienden a asimilarlo y almacenarlo en esqueletos carbonatados (normalmente aminoácidos), en detrimento de otros procesos como la respiración o el crecimiento celular. Con el tiempo, este proceso lleva a una reducción de las reservas de carbono de la planta, necesarias en épocas o condiciones en las que la luz es un factor limitante. Con el aumento de nutrientes también se ha comprobado que la actividad de los herbívoros aumenta de forma significativa, causando una reducción drástica de la biomasa fotosintética (Ruiz et al., 2015). Otro efecto que podría generar el vertido, como consecuencia del aumento de organismos planctónicos en el agua, es la deposición de materia orgánica, pudiendo modificar las condiciones fisicoquímicas del sedimento. Estos factores podrían provocar cambios sobre los ciclos bioquímicos de *Posidonia oceanica* y dificultar el mantenimiento de las praderas, especialmente en las zonas más profundas, donde las angiospermas se encuentran con mayores restricciones y son más sensibles a los cambios.

Para prevenir que se produzcan los efectos adversos descritos, el emisario está proyectado para que el efluente sea vertido a 2,5 Km del contorno más cercano de la pradera de *Posidonia oceanica*, según mediciones efectuadas sobre las Ecocartografías del MAGRAMA (2009). El diseño del emisario y su sistema de difusores se plantea para maximizar la distancia de vertido y la dilución de los nutrientes y, de este modo, minimizar los posibles efectos negativos, garantizando la compatibilidad del vertido con el mantenimiento de las praderas. Cabe destacar que, según la modelización del vertido, la concentración de nitratos en la columna de agua sobre las praderas más próximas se sitúa dentro de valores que determinan un buen estado químico para las masas de agua costera previsiblemente afectadas por el vertido, lo que se traduce en unos niveles de Chl-a considerados normales para las masas de agua mediterránea de la zona. Por este motivo, aunque el impacto sobre la calidad del agua sea significativo en zonas aledañas, no se espera un potencial impacto negativo sobre esta comunidad en la fase de funcionamiento del nuevo emisario.

No obstante, hay que tener en cuenta que este vertido podría suponer una presión adicional sobre una zona ya alterada en el límite profundo de la pradera de *Posidonia oceanica* frente a San Pedro del Pinatar, considerado como un sector donde el riesgo de regresión es elevado (Atlas de las Praderas Marinas de España, 2015). La posibilidad de efectos sinérgicos con otros vertidos presentes en las inmediaciones, unida a la relativa incertidumbre existente acerca de los posibles efectos del vertido sobre la productividad del sistema acuático, hace que se considere el impacto potencial como moderado en esta zona y que sea necesario adoptar medidas preventivas en el diseño final de la infraestructura, así como el establecimiento de una monitorización específica de este sector de la pradera, dentro del Plan de Vigilancia Ambiental del proyecto.

La Biocenosis de los Fondos Detríticos Costeros, donde se sitúa el punto de vertido, será previsiblemente la comunidad marina más expuesta al aumento de nutrientes en la columna de agua y a los posibles efectos directos del vertido. Un potencial incremento de la producción primaria en la pluma de dispersión del vertido, podría elevar localmente el contenido de materia orgánica en el sedimento y provocar cambios en la granulometría y en las condiciones fisicoquímicas del mismo. Estos efectos pueden generar un impacto negativo sobre las comunidades del detrítico costero presentes en el área de influencia, que puede variar desde una simplificación del ecosistema y una pérdida de biodiversidad a la sustitución de especies por otras más propias del detrítico costero enfangado. En cualquier caso, es previsible que la potencial afección sobre esta biocenosis se produzca únicamente de forma puntual, en zonas localizadas en las cercanías de la batería de difusores, puesto que será en el agua superficial situado en la vertical del punto de vertido donde pueda darse un mayor aumento de la producción primaria, relacionado directamente con los valores máximos de nitratos que arroja el modelo de dispersión empleado.

El diseño del emisario se ha realizado para maximizar la dilución de los contaminantes más relevantes (especialmente nitratos), por lo que durante su normal funcionamiento, el vertido tendrá un impacto significativo por permanente, aunque de escasa intensidad y extensión, y no se prevé que cause un deterioro generalizado de las comunidades del detrítico costero.

Por último, un vertido accidental por rotura del emisario o avería podría tener efectos más intensos, en caso de darse en una zona con presencia de *Posidonia* o por estar el vertido menos diluido, pero serán temporales. Por ello, el impacto se considera moderado en estos casos, aunque poco probable, y requerirá la adopción de las oportunas medidas preventivas.

Los impactos sobre las comunidades marinas directamente afectadas por el vertido, se caracterizan por ser de tipo NEGATIVO, DIRECTO, SIMPLE, CONTINUO, PERMANENTE, REVERSIBLE y RECUPERABLE.

#### Comunidades influenciadas por el Mar Menor

Los muestreos periódicos llevados a cabo por el IEO, han puesto en evidencia que el área de pradera expuesta a las aguas del Mar Menor ha entrado en un intenso y rápido declive a partir de 2016, consistente en un rápido descenso de la densidad de haces y su cobertura, del orden del 60-75% respecto a las praderas de referencia. Cambios de esta envergadura en la estructura de la pradera de *Posidonia oceanica*, no responden a simples eventos de ocurrencia puntual. Sólo podrían explicarse en el caso de una elevada persistencia de la perturbación, de 1 año o más (Ruiz et al., 2001), por lo que se suponen asociados directamente a la crisis de eutrofización de la laguna.

Así pues, el normal funcionamiento del emisario (e infraestructura asociada) y la consiguiente reducción del grado de eutrofia del agua saliente de la laguna, supondrá muy previsiblemente una recuperación de los parámetros estructurales (número de haces y producción de biomasa) previos a la crisis distrófica del Mar Menor, en el sector de la pradera de *P. oceanica* adyacente al canal de El Estacio.

Los impactos del funcionamiento del emisario, sobre las comunidades marinas influenciadas por el Mar Menor, se caracterizan por ser de tipo POSITIVO, INDIRECTO, ACUMULATIVO, CONTINUO y PERMANENTE.

#### Valoración general de la magnitud del impacto ambiental

De forma global, la magnitud del impacto sobre las comunidades marinas durante la fase de funcionamiento, se valora como **MODERADO**. La posible pérdida de superficie de pradera de *Posidonia*, por ocupación del fondo, tiene una extensión muy limitada gracias las técnicas empleadas para minimizar el daño. El funcionamiento de esta infraestructura implica un aumento en las concentraciones de contaminantes en el punto de salida del efluente, acordes con los límites legales, y no se prevé que cause un deterioro generalizado del detrítico costero, gracias a las características básicas de diseño, ni que afecte directamente a la pradera, debido a su alejamiento de la misma. Por otro lado, muy previsiblemente ayudará a la recuperación del sector de pradera expuesto a las aguas del Mar Menor. No obstante, la existencia de una relativa incertidumbre acerca de los posibles efectos del vertido sobre la productividad del sistema acuático, junto con la posibilidad de efectos sinérgicos con otros vertidos próximos, hacen que sea necesario adoptar medidas de tipo preventivo en el diseño final del proyecto.



#### 4.3.4. Impactos sobre la Red Natura 2000

##### *Fase de ejecución*

La construcción del nuevo emisario, que atravesará el LIC *Franja litoral sumergida de la Región de Murcia*, afectará fundamentalmente al tipo de hábitat 1110 Bancos de arena cubiertos permanentemente por agua marina poco profunda. La ejecución de la zanja y colocación de tubería (sección tipo 1) es la acción que mayor impacto tiene sobre el fondo marino, pero al tratarse de arenas desprovistas de vegetación, se considera moderado. No obstante, precisa la aplicación de las correspondientes medidas preventivas y correctoras, especialmente en el punto más cercano al límite inferior de la pradera de *Posidonia*.

El tendido de tubería lastrada (sección tipo 2) se hará, dentro del LIC, sobre el tipo de hábitat prioritario 1120\* Praderas de *Posidonia* (*Posidonion oceanicae*). A pesar de tratarse de un impacto directo y permanente, se considera que su intensidad y extensión son relativamente bajas, debido a las técnicas empleadas para minimizar el daño.

En el caso de la ZEPA *Espacio marino de Tabarca-Cabo de Palos*, no se prevé que la obra provoque efectos significativos sobre las aves, más allá de los indirectos debidos al ruido de los trabajos (espantamiento temporal).

##### Valoración general de la magnitud del impacto ambiental

**MODERADO** en el LIC *Franja litoral sumergida de la Región de Murcia* y **NULO** en la ZEPA *Espacio marino de Tabarca-Cabo de Palos*.

##### *Fase de funcionamiento*

La pérdida teórica máxima, si desapareciera toda la superficie de pradera ocupada por el emisario (escenario poco probable), sería de 2.950 m<sup>2</sup>. En EL LIC *Franja litoral sumergida de la Región de Murcia* (Red Natura 2000) el porcentaje relativo de HIC 1120\* de superficie ocupada por el emisario sería de 0,009% de las 9.493 ha declaradas en el LIC. ~~La pérdida teórica máxima, si desapareciera toda la superficie de pradera ocupada por el emisario (escenario poco probable), sería de 0,45 ha del tipo de hábitat prioritario 1120\* Praderas de *Posidonia* (*Posidonion oceanicae*), lo que supondría un 0,004% de los 94,93 km<sup>2</sup> estimados dentro del LIC *Franja litoral sumergida de la Región de Murcia* (Red Natura 2000).~~ Por tanto, se asume que esta disminución no compromete su funcionalidad ecológica ni el mantenimiento a largo plazo de las praderas amparadas bajo esta figura de protección. Además, no se prevé que el vertido afecte directamente a la pradera, debido a su alejamiento de la misma. Por otro lado, el funcionamiento de la nueva infraestructura ayudará previsiblemente a la recuperación del sector de pradera expuesto a las aguas del Mar Menor.

No obstante, la existencia de una relativa incertidumbre acerca de los posibles efectos del vertido sobre la productividad del sistema acuático, junto con la posibilidad de efectos sinérgicos con otros vertidos próximos, hacen que sea necesario incorporar medidas de tipo preventivo en el diseño definitivo del proyecto (reserva de dilución).

Sobre las comunidades de aves presentes en la ZEPA *Espacio marino de Tabarca-Cabo de Palos*, el potencial efecto del emisario se considera nulo en esta fase.

Valoración general de la magnitud del impacto ambiental

**MODERADO** en el LIC *Franja litoral sumergida de la Región de Murcia* y **NULO** en la ZEPA *Espacio marino de Tabarca-Cabo de Palos*.

#### 4.3.5. Impactos sobre la calidad de vida

**Fase de ejecución**

Durante esta fase, podrían darse limitaciones en el uso público del espacio y molestias a la población en entornos urbanos. Existirán posibles limitaciones en el disfrute de las aguas de baño afectadas por las obras de construcción e instalación del emisario, especialmente durante la apertura de la zanja e instalación del tramo de sección tipo 1 del emisario. La ejecución de este tramo, el más somero y próximo a la costa, implicará movimientos de tierras y el empleo embarcaciones y maquinaria en aguas de uso público.

Los impactos sobre la calidad de vida se caracterizan por ser de tipo NEGATIVO, DIRECTO, ACUMULATIVO, CONTINUO, TEMPORAL, REVERSIBLE y RECUPERABLE.

Valoración general de la magnitud del impacto ambiental

En términos generales, en cuanto a su magnitud, el impacto ambiental sobre la calidad de vida de la población se valora como **MODERADO**. La ejecución de la obra, especialmente para la instalación del tramo de sección tipo 1 del emisario, supondrá un conjunto de molestias que precisa la aplicación de las correspondientes medidas preventivas y correctoras, aunque no será preciso que tengan un carácter intensivo. Las limitaciones en el uso público del espacio dejarán de tener efecto una vez finalice la construcción del emisario.

**Fase de funcionamiento**

Impacto **NO SIGNIFICATIVO**. Durante el normal funcionamiento del emisario no se dan impactos sobre la calidad de vida. Un posible fallo o vertido accidental del emisario podría generar un impacto negativo sobre esta variable ambiental, dependiendo de su localización, pero en cualquier caso sería temporal y puntual.

#### 4.3.6. Impactos sobre la economía y el empleo

**Fase de ejecución**

Existe una posible afección negativa a la actividad pesquera de la zona durante la instalación del emisario submarino, debido al tránsito de las embarcaciones implicadas y al impedimento temporal a faenar con normalidad en las proximidades de las obras.

Los impactos sobre la economía pesquera se caracterizan por ser de tipo NEGATIVO, DIRECTO, ACUMULATIVO, CONTINUO, TEMPORAL, REVERSIBLE y RECUPERABLE.

Por otro lado, las distintas actividades llevadas a cabo durante la construcción tienen efectos positivos sobre el empleo, como la contratación de población local para la ejecución de los trabajos, aunque previsiblemente serían de baja intensidad. El impacto sobre esta variable se caracteriza como POSITIVO, DIRECTO, SINÉRGICO, CONTINUO y TEMPORAL.

#### Valoración general de la magnitud del impacto ambiental

La magnitud del impacto sobre la economía y el empleo durante la construcción del emisario, se valora como impacto ambiental **COMPATIBLE**. La ejecución de la obra supondrá una serie de molestias y limitaciones a la pesca profesional, que dejarán de tener efecto una vez finalice la construcción y no precisa de medidas preventivas o correctoras. Por otro lado, el empleo local podrá verse afectado positivamente.

#### **Fase de funcionamiento**

Impacto **NO SIGNIFICATIVO**. Durante el normal funcionamiento del emisario no se prevén efectos relevantes sobre la economía y el empleo.

### **4.3.7. Impactos sobre las infraestructuras de saneamiento**

#### **Fase de ejecución**

Impacto **NULO**. Durante la construcción, no se generan impactos sobre otras infraestructuras.

#### **Fase de funcionamiento**

Durante su funcionamiento, el emisario podría generar sinergias con otros emisarios cercanos, puesto que, en casos puntuales, podría permitir desalojar sus efluentes ante accidentes o tareas de mantenimiento. No obstante, este supuesto debería ser previamente considerado en el diseño de esta infraestructura, las posibles interconexiones de la misma y su integración final en la red de saneamiento.

El impacto sobre la red de saneamiento se caracteriza por ser POSITIVO, DIRECTO, SINÉRGICO, CONTINUO y PERMANENTE.

#### Valoración general de la magnitud del impacto ambiental

La magnitud del impacto sobre las infraestructuras de saneamiento durante la fase de funcionamiento, se valora como impacto ambiental **FAVORABLE**.

### **4.3.8. Impactos sobre los recursos y la energía**

#### **Fase de ejecución**

Las actividades de ejecución de zanja, tendido de la tubería y funcionamiento de los barcos y maquinaria generan unos gastos de recursos y energía que, por su temporalidad y escaso volumen, representan impactos de baja intensidad relativa. Esta serie de impactos se

caracteriza por ser de tipo NEGATIVO, DIRECTO, ACUMULATIVO, CONTINUO, TEMPORAL, REVERSIBLE y RECUPERABLE.

#### Valoración general de la magnitud del impacto ambiental

En fase de ejecución, la magnitud del impacto sobre los recursos y la energía se valora como impacto ambiental **COMPATIBLE**, cesando tras las obras, y no precisa la aplicación de medidas preventivas o correctoras especiales.

#### **Fase de funcionamiento**

Impacto **NO SIGNIFICATIVO**. Durante el normal funcionamiento del emisario no se prevén efectos relevantes sobre la los recursos y la energía. En caso de vertido accidental, el gasto de recursos y energía se considera igualmente irrelevante.

#### **4.3.9. Impactos sobre el patrimonio arqueológico**

##### **Fase de ejecución**

A partir de la información cartográfica recogida en el inventario ambiental sobre bienes de interés cultural, se determina que en principio, el desarrollo del proyecto no afectará a ningún BIC de los que se dispone información geográfica a partir de la CARM (2016).

Por otro lado, debido a que el trazado del emisario proyectado discurrirá paralelo y muy próximo al emisario submarino de la EDAR de San Pedro del Pinatar, sobre el que no existen noticias de que en su día hubiera afectado al patrimonio arqueológico sumergido durante su construcción, no se prevén potenciales afecciones en este sentido.

Por ello, el impacto se valora como **NULO**.

##### **Fase de funcionamiento**

Impacto **NULO**. Durante el funcionamiento del emisario no se generan impactos sobre el patrimonio arqueológico.

#### **4.4. Caracterización y valoración de los potenciales impactos**

A continuación se presenta, en forma de tabla resumen, el resultado de la valoración de los potenciales impactos ambientales y socioeconómicos derivados del proyecto de vertido hacia el Mediterráneo, a través de un emisario submarino y previo tratamiento de desnitrificación, de las aguas de rechazo procedentes de la desalobración de efluentes agrarios procedentes del Campo de Cartagena.

Se distingue la fase de ejecución de la fase de funcionamiento:

<b>Factor del medio</b>	<b>Fase de ejecución</b>	<b>Fase de funcionamiento</b>
Calidad del agua de mar	<b>COMPATIBLE</b>	<b>COMPATIBLE-MODERADO</b>
Geomorfología y suelos del fondo marino	<b>MODERADO</b>	<b>NO SIGNIFICATIVO</b>
Comunidades marinas	<b>MODERADO</b>	<b>MODERADO</b>
Red Natura 2000	<b>MODERADO</b>	<b>MODERADO</b>
Calidad de vida	<b>MODERADO</b>	<b>NO SIGNIFICATIVO</b>
Economía y empleo	<b>COMPATIBLE</b>	<b>NO SIGNIFICATIVO</b>
Infraestructuras de saneamiento	<b>NULO</b>	<b>FAVORABLE</b>
Recursos y energía	<b>COMPATIBLE</b>	<b>NO SIGNIFICATIVO</b>
Patrimonio arqueológico	<b>NULO</b>	<b>NULO</b>

## 5. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Centro de Estudios de Puertos y Costas (2011). Asistencia técnica en la EIA de vertidos líquidos y de actuaciones en el medio marino. *El sistema de protección del medio marino frente a los vertidos de las plantas desaladoras en España: análisis y propuesta de mejoras*. Ministerio de Fomento.
- Confederación Hidrográfica del Segura (2013). *Plan Hidrológico de la Cuenca del Segura 2009/2015. Memoria. Diciembre de 2013*. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.
- Consejería de Agua, Agricultura y Medio Ambiente (2016). *Plan de Gestión Integral de los Espacios Protegidos del Mar Menor y la Franja Litoral Mediterránea de la Región de Murcia*. Anexo 8. Biocenosis marinas del protocolo sobre zonas especialmente protegidas y la diversidad biológica en el Mediterráneo (Convenio de Barcelona). Comunidad de Murcia.
- Cortes, D. et al. (2012) Estrategias Marinas: evaluación inicial, buen estado ambiental y objetivos ambientales. Demarcación Levantino-Balear. Descriptor 5: Eutrofización. Instituto Español de Oceanografía / Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.
- Dirección General de Sostenibilidad de la Costa y el Mar. Plan de Ecocartografías del litoral español: Ecocartografías de Alicante. UTE HIDTMA-IBERINSA (2006 y 2007). Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.
- Dirección General de Sostenibilidad de la Costa y el Mar. Plan de Ecocartografías del litoral español: Ecocartografías de Murcia. UTE HIDTMA-IBERINSA (2008 y 2009). Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.

- Ruiz, J.M., Guillén, J.E., Ramos Segura, A., Otero, M.M. (Eds.) (2015). *Atlas de las praderas marinas de España*. IEO/IEL/ UICN, Murcia-Alicante-Málaga, 681 pp.
- Ruiz, J.M., Pérez, M. & Romero, J. (2001). *Effects of fish farm loadings on seagrass (Posidonia oceanica) distribution, growth and photosynthesis*. Mar. Pollut. Bull., 42 (9): 749-760.
- Ruiz, J.M. & Romero, J. (2001). *Effects of in situ experimental shading on the Mediterranean seagrass Posidonia oceanica*. Marine Ecology Progress Series, 215: 107-120.
- Valencia Vila, Joaquín (2013). Tesis doctoral. *Variación estacional del fitoplancton en una estación nerítica del Canal de Mallorca (Mediterráneo Occidental): 2000-2001*.