

GESTIÓN Y RESTAURACIÓN DE LAGUNAS COSTERAS MEDITERRÁNEAS EN EUROPA

Xavier Quintana, Dani Boix, Stéphanie Gascón, Jordi Sala
(Coordinadors)



CÀTEDRA
D'ECOSISTEMES
LITORALS
MEDITERRANIS



Esta publicación se incluye dentro de las acciones del Proyecto Life Pletera (LIFE13 NAT/ES/001001)



Con el apoyo de:



Edición

Càtedra d'Ecosistemes Litorals Mediterranis
Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter
Museu de la Mediterrània

Coordinadores del volumen

Xavier Quintana, Dani Boix, Stéphanie Gascón, Jordi Sala

Coordinador colecció "Recerca i Territori"

Xavier Quintana

Diseño Gráfico

Glòria Martí Romaní

Imprenta

Gràfiques Agustí
Impressió con papel reciclado Cyclus print

ISSN: 2013-5939

Depósito legal: GI 662-2018

Con el apoyo de:



Índice

1. Introducción: un enfoque integrador para la restauración de las lagunas costeras del Mediterráneo	9
(Francisco A. Comín)	
2. El papel de la vegetación y del suelo de las marismas mediterráneas en el balance global de carbono.....	23
(Lorena Carrasco-Barea, Dolors Verdaguer, Maria Gispert, Laura Llorens)	
3. Protegiendo y restaurando las marismas y las praderas de fanerógamas marinas de la laguna de Venecia	39
(Davide Tagliapietra, Damiano Baldan, Alberto Barausse, Alessandro Buosi, Daniele Curiel, Irene Guarneri, Giuseppe Pessa, Andrea Rismondo, Adriano Sfriso, Dario Smania, Annamaria Volpi Ghirardini)	
4. Cuando mantener la integridad ecológica y la complejidad es la mejor herramienta de restauración: el caso de la laguna del Mar Menor	67
(Ángel Pérez-Ruzafa, Concepción Marcos, Isabel María Pérez-Ruzafa)	
5. Tancat de la Pipa: un caso de reasignación-restauración ecológica en el Parque Natural de la Albufera de València	97
(María A. Rodrigo, Sara Calero, Carmen Rojo & Matilde Segura)	
6. Restauración y gestión de lagunas costeras en el Delta del Ebro	123
(Carles Ibáñez, Nuno Caiola, Patricia Prado, Sofia Rivaes)	
7. La importancia de la conectividad hidrológica para la gestión de las lagunas costeras: Cal Tet y La Ricarda (Delta del Llobregat, España) como estudios de caso	147
(Miguel Cañedo-Argüelles, Marina Almendo, Enric de Roa, Narcís Prat)	
8. Acciones de gestión y restauración de las lagunas costeras confinadas mediterráneas en los humedales del Empordà y del Baix Ter.....	173
(Xavier D. Quintana, Dani Boix, Xavier Casamitjana, Àgata Colomer, Jordi Compte, David Cunillera-Montcusí, Stéphanie Gascón, Frederic Gich, Anna Menció, Mònica Martinoy, Jordi Montaner, Josep Pascual, Jordi Sala, Joan Solà, Irene Tornero)	
9. Las <i>malladas</i> de <i>La Devesa de El Saler</i> : la recuperación de un conjunto de lagunas interdunares costeras en el Parque Natural de <i>l'Albufera</i>	193
(Xavier Armengol, María Antón-Pardo, Raquel Ortells, Carla Olmo)	

Introducción: un enfoque integrador para la restauración de las lagunas costeras del Mediterráneo

Francisco A. Comín*

Instituto Pirenaico de Ecología-CSIC. Av. Montañana, 1005 // Av. Victoria, s/n. 50059 Zaragoza // 22700 Jaca (Huesca). España

* Correo electrónico: comin@ipe.csic.es

Introducción

La restauración de ecosistemas degradados se ha desarrollado durante las últimas tres décadas, pasando de simples experiencias de prueba y error a un enfoque basado en un sistema de referencia para guiar y probar proyectos de restauración (Van Andel & Aronson, 2006). Un enfoque común ha sido utilizar un ecosistema en buen estado ecológico y un ecosistema degradado como referencias para estudiar y evaluar los resultados de las acciones de restauración (Rey-Benayas et al., 2009). Este método permite comparar las características del ecosistema restaurado con las del mismo ecosistema degradado antes de implementar acciones de restauración. En estudios recientes también se ha reconocido la importancia de incorporar aspectos sociales y económicos, junto con aspectos científico-técnicos, en los proyectos de restauración. Comín et al. (2018) han propuesto un enfoque de restauración basado en la evaluación de los servicios del ecosistema a fin de restaurar los territorios formados por un mosaico de ecosistemas como una cuenca hidrológica. La ecología de la restauración también ha progresado rápidamente en las últimas décadas, proporcionando los fundamentos para estimular iniciativas y proyectos de restauración ecológica, incluidos aquellos relacionados con los ecosistemas costeros y los impulsores socioecológicos (De Wit et al., 2017).

Muchas lagunas costeras del Mediterráneo (LCM) se degradan debido a las transformaciones de los usos del suelo alrededor de las lagunas y los vertidos continuos de contaminantes de las actividades humanas continentales. Los cambios costeros globales han sido causados principalmente por los impactos directos e indirectos de las poblaciones humanas (Valiela, 2006). En relación con esto, las causas de la degradación de las lagunas costeras provienen, no todas pero sí la mayoría, de fuera de las lagunas, por lo que su restauración debe enfocarse no solamente pero sí principalmente hacia acciones en el exterior de las lagunas costeras. La degradación intensa de las LCM ocurrió después de algunos cambios socioecológicos importantes. La regulación de los flujos fluviales disminuyó la cantidad de sedimentos transportados y depositados a lo largo de las costas, reduciendo sus transformaciones geomorfológicas y la formación de nuevas lagunas costeras. La urbanización de las costas mediterráneas mermó su capacidad para formar nuevas áreas de lagunas. El cambio climático es tanto un desafío como una oportunidad para la recuperación de las LCM, ya que conlleva una intensa actividad geomorfológica a lo largo de las costas mediterráneas debido a las frecuentes tormentas marinas y otros impactos del cambio climático.

La ecología general de las LCM fue descrita por Guelorget & Perthuisot (1983), que propusieron un modelo simple de características ecológicas de diferentes lagunas costeras en relación con el gradiente de agua dulce-agua de mar por un lado y el gradiente de evaporación por otro lado (Fig. 1). Básicamente, el grado de mezcla del agua dulce y del agua de mar y la renovación del agua son los principales factores que determinan las características estructurales y funcionales de las lagunas costeras, ya que tanto las comunidades biológicas y los procesos biogeoquímicos, así como los socioeconómicos (Anthony et al., 2009), están estrechamente relacionados con el gradiente de agua dulce-agua de mar (Kjerfve, 1994) y sus características asociadas. De hecho, las comunidades biológicas de las lagunas costeras son el resultado del proceso evolutivo de adaptación a la salinidad del agua, que es un importante factor ecofisiológico que regula la capacidad de las especies para vivir en el agua con diferentes concentraciones de sal. La combinación de agua de mar y agua dulce y la evaporación del agua son los principales procesos físicos que regulan el resto de las características ecológicas de las lagunas costeras estrechamente relacionadas con los procesos hidrodinámicos que tienen lugar en la zona costera (Ayala-Castañares & Phleger, 1969).

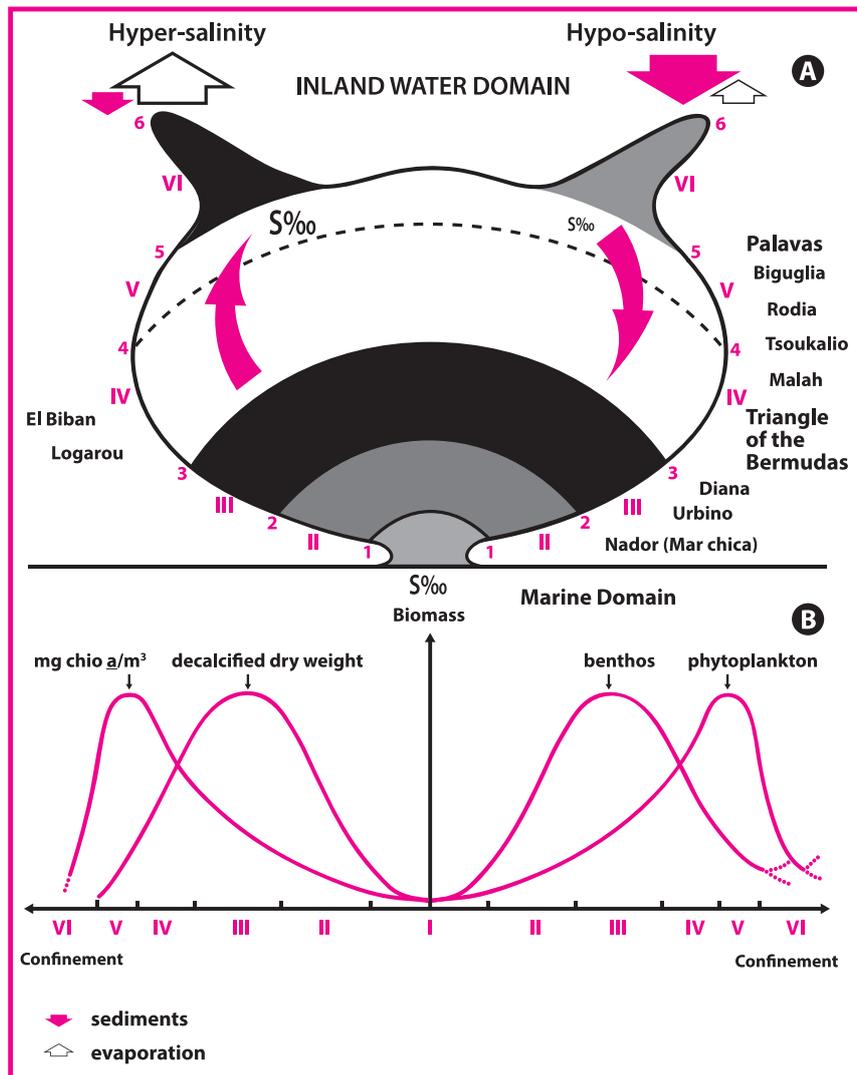


Fig. 1. Modelo "le domain paralique" de las características ecológicas a lo largo de los gradientes de confinamiento (Guelorguet & Perthisot 1983) ilustrados con ejemplos de diferentes LCM.

Cloern (2001) mostró la relación directa entre el aumento de los aportes de nutrientes y otros estresores (pesca intensiva y acuicultura, especies invasoras, contaminantes tóxicos) y sus impactos sobre los sistemas acuáticos costeros en términos de eutrofización, salud humana y costos socioeconómicos, y sugirió algunas acciones potenciales para revertir el efecto de estos factores de estrés. Sin embargo, el proceso inverso después de eliminar los factores de estrés no es sencillo, pues puede tomar formas alternativas. No obstante, se observa una tendencia general hacia la mejora de las características del ecosistema a largo plazo, especialmente si la eliminación de estresores se combina con mejoras hidrogeomórfológicas para facilitar los intercambios de agua con el mar (Viarelli et al., 2007; 2008).

La fundación de la Sociedad para la Restauración Ecológica en 1987 y la Conferencia de las Naciones Unidas sobre Medio Ambiente y Desarrollo en 1992 aumentaron la preocupación ambiental sobre la restauración de ecosistemas degradados. Varias reuniones entre agencias gubernamentales y no gubernamentales durante el siglo XX establecieron compromisos para poner en práctica la restauración ecológica a gran escala. Estas y muchas otras iniciativas indican el interés en proporcionar los fundamentos

científicos y la experiencia técnica para planificar, realizar y monitorear programas, acciones y proyectos de restauración ecológica. Este artículo revisa algunos de los principales aspectos a considerar para la restauración de las LCM.

El marco para la restauración de las lagunas costeras del Mediterráneo

Las lagunas costeras son ecosistemas típicos de las costas sedimentarias donde un banco de arena depositado por las corrientes marinas limita y cierra progresivamente un área del mar unida al continente o a la parte terrestre de una isla. Las lagunas costeras presentes se formaron después de la última glaciación, cuando el ascenso del nivel del mar se estabilizó. Sus características geomorfológicas están reguladas por la interacción entre el agua del mar y continental y por los flujos de sedimentos, que pueden estar regulados por la acción humana, así como otros factores como el viento y las interacciones bióticas (Carter, 1988). Las lagunas costeras se distribuyen a lo largo de las costas bajas de la costa mediterránea (Fig. 2).

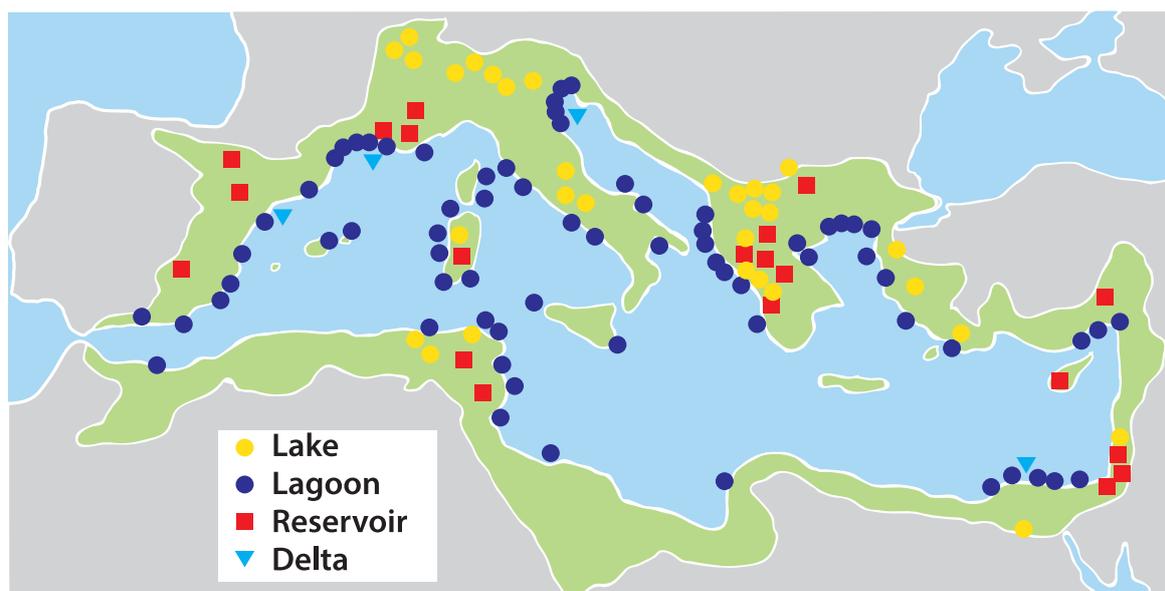


Fig. 2. Distribución de los principales sistemas de lagunas costeras en el Mediterráneo (modificado de Pearce & Crivelli 1994).

El marco impulsor-presión-estado-impacto-respuesta (DPSIR por sus siglas en inglés) (Fig. 3) es un enfoque útil para comprender las opciones de restauración de las lagunas costeras degradadas (Pirrone et al., 2005; Pastres & Solidoro, 2012). Las entradas continentales reguladas provocaron sedimentación y pérdida de la calidad del agua de muchas LCM (Comín & Valiela, 1993; Menéndez & Comín, 2000). La dinámica litoral, incluyendo las corrientes marinas y las olas, debería ser un impulsor importante de la evolución de las LCM. Sin embargo, debido a la pequeña amplitud de las mareas mediterráneas (con la excepción de algunas zonas costeras como la costa norte del Adriático), la energía mareal es muy baja para impulsar las principales características de las LCM. Por el contrario, las tormentas marinas más frecuentes y el aumento del nivel del mar causado por el cambio climático son importantes impulsores geomorfológicos de los intercambios LCM-mar.

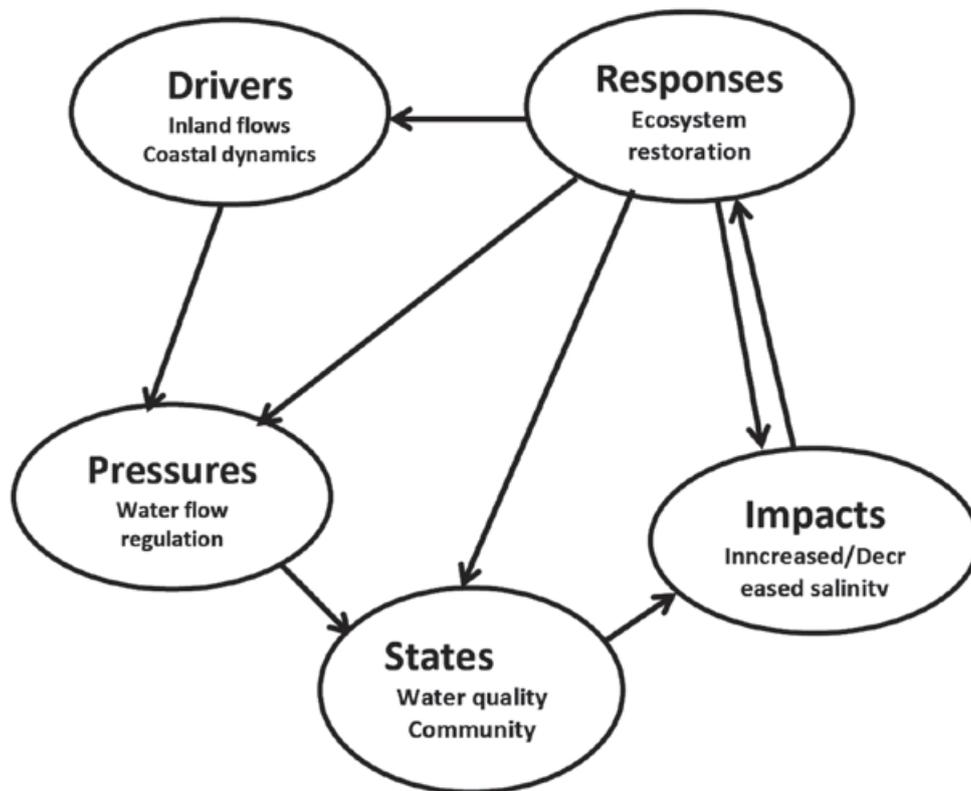


Fig. 3. Esquema que muestra los factores determinantes (*Drivers*), presiones, características de estado ecológico (*States*), impactos y respuestas de las lagunas costeras.

Cambios en las cantidades y características del agua continental que fluye hacia las LCM ejercen presión sobre su funcionamiento ecológico. Por ejemplo, las alteraciones de la red trófica de algunas LCM ocurrieron después de vertidos intensos de pesticidas asociados con aguas residuales agrícolas. El aumento de los flujos de agua continentales (o la disminución de los intercambios laguna-mar) disminuye la salinidad de las LCM y ejerce una presión significativa sobre la ecología de las LCM, ya que alteran el balance hídrico de agua dulce-agua salada de las lagunas. Las LCM son sistemas bastante cerrados y no están sometidos a una hidrodinámica intensa. Por lo tanto, en general, el aumento de los intercambios de agua entre la laguna y el mar tendrá un efecto positivo en el estado ecológico de una laguna costera, un efecto rejuvenecedor en su historia geomorfológica. Sin embargo, las entradas de agua contaminada a lagunas prístinas causarán una degradación de sus características ecológicas.

El estado de muchas LCM es deficiente debido a la artificialización de sus costas y especialmente de los canales de entrada tanto del continente como de aquellos que conectan la laguna con el mar. Además, muchas de ellas tienen baja calidad del agua debido al balance hídrico alterado, que afecta a todos los aspectos ecológicos del ecosistema, desde las características físicas y químicas del agua hasta la pesca. Las especies invasoras causan cambios significativos en la estructura biológica de algunas LCM.

La pérdida de biodiversidad, la disminución o el aumento de la salinidad y la eutrofización afectan significativamente a las lagunas costeras (Pérez-Ruzafa et al., 2011). Con mayor frecuencia, las acciones para mitigar estos impactos en las lagunas costeras se basan en aspectos parciales de su funcionamiento ecológico. La reducción del vertido de contaminantes, la eliminación de especies invasoras, la regulación de la pesca y la eliminación del exceso de sedimentos acumulados son respuestas habituales para mejorar el estado

de las LCM degradadas. Sin embargo, la restauración requiere un enfoque ecosistémico y acciones dirigidas a eliminar las causas de la degradación y no solo sus efectos. Por ejemplo, eliminar el sedimento acumulado por un exceso de entradas continentales implica cambiar las entradas y no solo eliminar el sedimento, ya que esta acción solo funcionará temporalmente pero no eliminará la causa de la acumulación de sedimentos.

Además, un plan de restauración requiere tener en cuenta el marco socioecológico del sistema a restaurar, que es particularmente relevante en la zona costera donde tantos aspectos socioeconómicos dependen del estado y la gestión de los recursos naturales. Por ejemplo, la importante industria de las almejas desarrollada en algunas lagunas podría verse afectada negativamente si se restringen las entradas de agua dulce, porque los nutrientes asociados a los flujos de agua dulce favorecen el crecimiento del fitoplancton que alimenta a los bivalvos. No obstante, los cultivos de bivalvos en bateas pueden causar un exceso de acumulación de materia orgánica en el sedimento en relación a la capacidad oxidativa de la laguna y, en consecuencia, su eutrofización (Marinow et al., 2008).

La restauración de las lagunas costeras del Mediterráneo

Debido a la pequeña amplitud de las mareas mediterráneas (20 cm de media, con algunas excepciones, como en la costa norte del Adriático), la energía de las olas es relativamente baja. Por contra, las entradas continentales han estado contaminando y vertiendo materiales desde mediados del siglo XX, después de la intensificación de las prácticas agrícolas. Estos factores, junto con la pérdida de hábitats debido a los cambios en la cobertura del suelo, han sido los principales motores de la degradación de las lagunas costeras del Mediterráneo. La expansión agrícola durante el siglo pasado y la urbanización durante el último medio siglo han afectado negativamente el estado de las LCM.

La restauración de las lagunas costeras debería centrarse primero en la dinámica del litoral y su capacidad geomorfológica para crear nuevas lagunas. Las lagunas costeras, particularmente las LCM, son efímeras. Tienden a cerrar sus conexiones con el mar y a acumular sedimentos, disminuyendo las áreas de aguas abiertas, y finalmente se convierten en marismas. Este proceso natural puede durar de cientos a miles de años. A lo largo de un litoral modelado por procesos geomorfológicos naturales, se forman nuevas lagunas costeras, ya que la acreción de las antiguas lagunas tiene lugar en esta escala de tiempo. Sin embargo, debido a las presiones antropomórficas, estos procesos naturales están restringidos hoy en día, y la formación de nuevas lagunas costeras está muy limitada a lo largo de la costa mediterránea, con algunas excepciones en las desembocaduras de algunos deltas. Sin embargo, incluso en estas zonas, la formación de nuevas lagunas se ve alterada debido a las intensas regulaciones del flujo de los ríos.

El aumento del nivel del mar como consecuencia del cambio climático puede ser una oportunidad para recrear las lagunas costeras. Las tormentas marinas más intensas y frecuentes aumentarán la comunicación de las lagunas costeras con el mar y favorecerán la deposición de sedimentos en las barras costeras. Esta restauración pasiva, junto con una estrategia de adaptación para utilizar la zona costera para actividades antrópicas, puede contribuir a mejorar el estado de las LCM degradadas a corto y medio plazo y a recrear nuevas a largo plazo. Se puede sostener que también provocará la salinización de las zonas costeras continentales. Sin embargo, en muchos casos, estas zonas eran zonas marinas y húmedas rellenadas artificialmente con sedimentos para fines agrícolas o de urbanización. Además, la creciente interacción

continente-mar favorecerá la pesca costera debido a la liberación de nutrientes de suelos inundables y aumentará las marismas naturales en la zona costera mediterránea, que disminuyó su extensión como consecuencia de intensos procesos de agricultura, industria y urbanización. La adaptación al aumento del nivel del mar y a las cada vez más frecuentes tormentas marinas supone un reto para asegurar la vida de los humanos a lo largo de las costas mediterráneas y para la recuperación de ambientes costeros degradados y artificiales. Este será un enfoque socioeconómico más eficaz que rellenar la arena de las playas con arena del mar abierto y construir barreras. El enfoque de Gestión Integrada de Zonas Costeras (ICZM por sus siglas en inglés) intenta incorporar estos puntos de vista con el apoyo de la ONU para el medio ambiente (<https://www.unenvironment.org/es>). Sin embargo, la adaptación a los cambios de la dinámica marina no será eficaz si las principales presiones sobre las LCM, como la expansión urbana descontrolada y la cobertura del suelo y los cambios de uso suceden más rápido que —y contra— la estrategia de adaptación (El Asmar et al., 2012).

El primer paso para planificar la restauración ecológica de las LCM es eliminar las causas de la degradación de la laguna. Es fundamental conocer la dinámica costera y su capacidad geomorfológica para recrear las lagunas (Carter, 1988), porque este conocimiento puede guiar o como mínimo establecer el marco para priorizar las acciones de restauración a grandes escalas espaciales y temporales (Fig. 4).

Es posible que se requiera una intervención física para restablecer las entradas adecuadas de agua de mar y continental, y los hábitats que rodean una laguna costera son una parte importante de la misma. Tanto los humedales de agua dulce como las marismas desempeñan un papel clave no solo en la dinámica del agua y los sedimentos, sino también en la eliminación de los contaminantes que entran a la LCM y en la provisión de hábitats para muchas especies. La interacción entre las aguas abiertas y los humedales circundantes también es una parte clave de los procesos biogeoquímicos en todo el ecosistema. La eliminación de sedimentos es una acción eficaz para rejuvenecer el estado de pequeñas lagunas costeras eutróficas o para facilitar el flujo de agua en los arroyos de marea y los canales de entrada. Desde este punto de vista, es importante conocer la profundidad de criptodepresión (la profundidad de la columna de agua por debajo del nivel del mar) porque es la parte de la columna de agua que facilita la entrada de agua de mar. Además, en lagunas perpendiculares a la costa originadas en bocas de río abandonadas, esta parte de la columna de agua puede volverse anóxica debido al establecimiento de una haloclina (Armengol et al., 1983; Rojo & Miracle, 1989; Paches et al., 2014), en particular si estas lagunas han sufrido contaminación orgánica (Koutsodendrís et al., 2015).

La renovación del agua es una característica clave de la LCM. En general, la renovación del agua de mar es muy baja (menos de 6 meses) porque la mayoría de las LCM son muy cerradas y el intercambio de agua de mar está restringido debido al régimen micromareal en la mayoría de las costas mediterráneas. Por lo tanto, el agua puede permanecer en la laguna durante 1-6 meses, acumulando sedimentos y materia orgánica, lo que acentúa el metabolismo del ecosistema. En cualquier caso, la renovación del agua es una característica clave para la mayoría de los procesos biogeoquímicos y biológicos. Los tratamientos químicos no son eficaces para mejorar la calidad del agua de las lagunas costeras debido a sus altos volúmenes de agua común, la dinámica y la mezcla de agua dulce y agua marina.

La modificación de la red trófica de LCM puede ser una buena estrategia para recuperar la estructura biológica y la calidad del agua. Por ejemplo, plantar y facilitar el crecimiento de macrófitos sumergidos causará la sedimentación de sólidos suspendidos y disminuirá la turbidez del agua. Se puede obtener un efecto similar estimulando la filtración de fitoplancton por zooplancton, facilitando el desarrollo de algunas especies de zooplancton. Sin embargo, estos enfoques no tendrán un efecto significativo en las grandes lagunas o con varias bocas de entrada de agua de mar, lo cual dificulta el control de las entradas de agua y de las poblaciones biológicas.

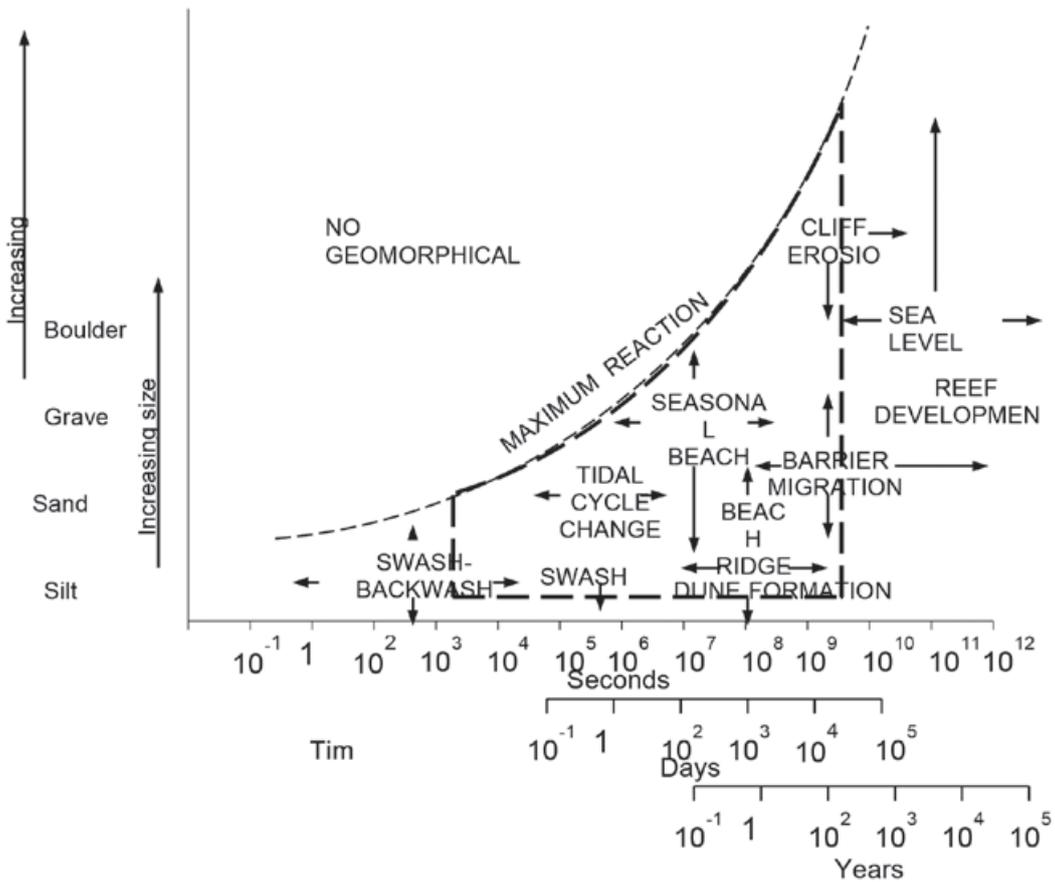
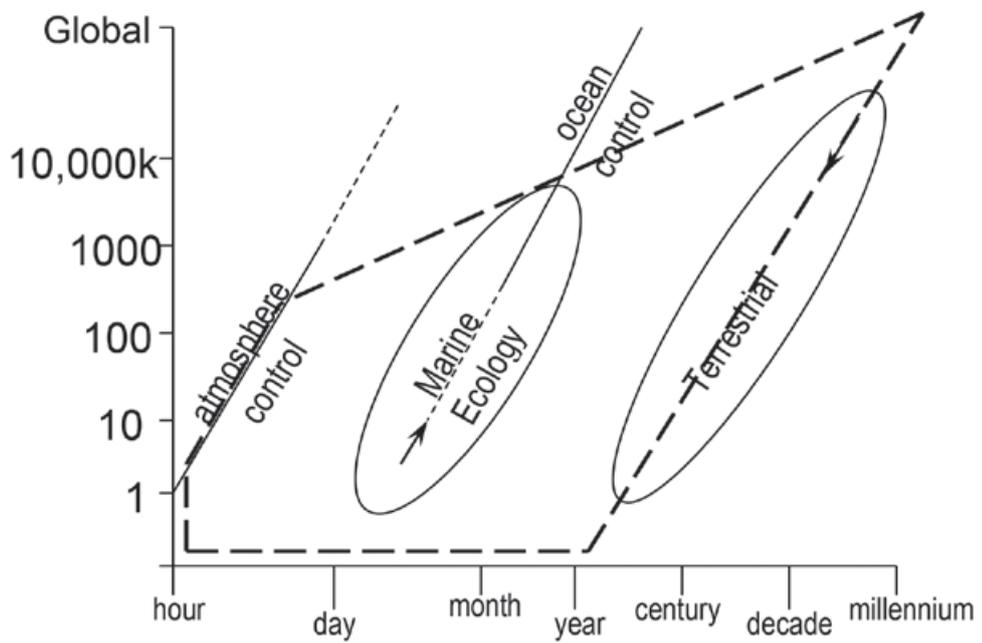


Fig. 4. Principales procesos que regulan las características ecológicas de las lagunas costeras en diferentes escalas espaciales y temporales (Comin *et al.* 2004).

Todas estas sugerencias son herramientas eficaces en ecosistemas acuáticos con un volumen de agua pequeño y una renovación de agua mucho menor que las de las lagunas costeras. Por lo tanto, estas sugerencias deben evaluarse teniendo en cuenta la extensión de la laguna, el volumen de agua y los intercambios con el continente y el mar, lo que dificultará la aplicación de estas medidas. Por ejemplo, la eliminación de peces, que comen o arrancan macrófitos, facilitando la resuspensión de sedimentos y aguas turbias, no es fácil en lagunas costeras de gran volumen, pero puede ser una buena estrategia para pequeñas lagunas costeras con una conexión muy restringida y un intercambio de muy poca agua con el mar, como estanques costeros con intensas presiones urbanas o agrícolas que se encuentran a lo largo de algunas costas mediterráneas. De hecho, la pesca comercial intensiva y la acuicultura practicadas en algunas LCM son formas de regular la red trófica del sistema, favoreciendo una actividad extractiva que produce algunos beneficios socioeconómicos (Cataudella et al., 2015).

Integrando los aspectos científico-técnicos, sociales y económicos de la restauración

Los aspectos científico-técnicos para la restauración de LCM son claros. En este artículo hemos presentado algunos de los más importantes. Se requiere mejorar la conectividad hidrológica con el mar y restringir los contaminantes vertidos en las entradas de aguas continentales para la restauración de las LCM, como lo confirman todos los artículos presentados en este volumen. Otro aspecto importante requerido y citado con frecuencia es la recuperación de los hábitats naturales que rodean las lagunas. Tanto las marismas como los sistemas de aguas abiertas alrededor de la laguna forman parte del complejo mar abierto-playa-banco de arena-marisma-laguna-marisma, que debería considerarse como un ecosistema estrechamente conectado con respecto al agua y las entradas de compuestos inorgánicos y orgánicos, y las comunidades biológicas que viven y se mueven a través del sistema.

Sin embargo, la restauración ecológica de un ecosistema requiere la integración de aspectos sociales y económicos junto con los aspectos científico-técnicos (Rezende & Oliveira, 2008). La aprobación y participación de la población local es necesaria para el éxito de cualquier proyecto de restauración. De lo contrario, puede que no sea posible cambiar los derechos de propiedad privada de la tierra y el agua. Incluso en el caso de la propiedad privada de una laguna o en algunas de sus zonas circundantes, la participación de la población local es importante, ya que pueden contribuir al manejo racional de los recursos naturales y al logro de los beneficios económicos esperados.

De hecho, este es el objetivo de integrar los aspectos científico-técnicos, sociales y económicos al restaurar un ecosistema degradado (Comín et al., 2005). Como la provisión de servicios ecosistémicos aún no se valora en nuestro sistema socioeconómico, se puede lograr el uso sostenible de los recursos naturales y proporcionar beneficios económicos directos o indirectos para la población local mientras se lleva a cabo la restauración ecológica de la LCM y después a través de su gestión. Esto es particularmente importante frente a los desafíos futuros para el manejo de la costa mediterránea y particularmente de las LCM: exceso de urbanización, eutrofización generalizada después del aumento de las entradas de agua dulce contaminada, intercambio restringido de agua con el mar e impactos del cambio climático. Los beneficios económicos directos se pueden lograr a través de la explotación racional de los recursos naturales de la laguna (por ejemplo, pesquerías). Se pueden obtener beneficios económicos indirectos si las acciones de restauración evitan impactos negativos en los recursos naturales explotados (Alam,

2008; Costa et al., 2013). Es posible que se requiera un mayor desarrollo de la Directiva Marco del Agua para este tipo de aguas de transición (Orfanidis et al., 2005; Basset et al., 2012).

Trabucchi et al. (2013) han propuesto un enfoque basado en la evaluación de los servicios ecosistémicos para planificar la restauración ecológica de un territorio compuesto por un mosaico de ecosistemas, que puede ser la cubierta terrestre predominante de las cuencas hidrográficas interiores de las lagunas costeras. La evaluación de los servicios ecosistémicos utilizados para clasificar los sitios que se evaluarán y las acciones para restaurar los diferentes sitios pueden combinar aspectos sociales y económicos. Sin embargo, esta estrategia requiere la participación activa de personas locales o expertas en la evaluación de los servicios del ecosistema (Comín et al., 2018). En cualquier caso, la planificación y la realización de la restauración ecológica de la LCM requiere la participación integradora de los interesados para acordar los objetivos y las prioridades en las escalas de zona costera y locales. Esto es necesario para lograr el objetivo principal para la restauración de LCM a largo plazo, recuperar hábitats naturales alrededor de lagunas degradadas (para la restauración de los sistemas costeros y para la formación de nuevas, mientras que otras se cierran y rellenan), lo que permite la recuperación de la hidrodinámica costera. Por lo tanto, esta es la mejor estrategia para adaptarse y mitigar los impactos de los cambios globales.

Referencias

- Alam K., 2008. Cost-Benefit Analysis of Restoring Buriganga Eiver, Bangladesh. *International Journal of Water Resources Development* 24:593-607.
- Anthony A., J. Atwood, P. August, C. Byron, S. Cobb, C. Foster, C. Fry, A. Gold, K. Hagos, L. Heffner, D.Q. Kellogg, K. Lellis-Dibble, J.J. Opaluch, C. Oviatt, A. Pfeiffer-Herbert, N. Rohr, L. Smith, T. Smythe, J. Swift & N. Vinhateiro, 2009. Coastal Lagoons and Climate Change: Ecological and social samifications in U.S. Atlantic and Gulf Coast Ecosystems. *Ecology and Society* 14:8.
- Armengol J., F.A. Comín & P. López, 1983. Balance térmico anual de la laguna de la Massona (Gerona NE España)- Actas I Congreso Español de Limnología, 7-16.
- Ayala-Castañares A. & F. Phleger, 1969. Coastal Lagoons, a symposium. Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad Universitaria, México D.F..
- Basset A., E. Barbone, A. Borja, S. Brucet, M. Pinna, X.D. Quintana, S. Reizopoulou, I. Rosati & N. Simboura, 2012. A benthic macroinvertebrate size spectra index for implementing the Water Framework Directive in coastal lagoons in Mediterranean and Black Sea ecoregions. *Ecological Indicators* 12:72-83.
- Carter R.W.G., 1988. Coastal Environments, An introduction to the physical, ecological and cultural systems of the coastline. Academic Press, 617 pags.
- Cataudella S., D. Crosetti & F. Massa F. (Eds), 2015. Mediterranean coastal lagoons: sustainable management and interactions among aquaculture, capture fisheries and the environment. Studies and Reviews. General Fisheries Commission for the Mediterranean. No 95. Rome, FAO.
- Cloern J.E., 2001. Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Marine Ecology Progress Series*, 210:223-253.
- Comín F.A. & I. Valiela, 1993. On the controls of phytoplankton and production in coastal lagoons. *J. Coastal Research* 9:895-906.
- Comín, F. A., M. Margarita & J.A. Herrera-Silveira, 2004. Spatial and temporal scales for monitoring coastal aquatic ecosystems. *Aquatic Conservation: Freshwater and Marine Ecosystems* 14: S5-S17.
- Comín F.A., M. Menéndez, C. Pedrocchi, S. Moreno, R. Sorando, A. Cabezas, M. García, V. Rosas, D. Moreno, E. González, B. Gallardo, J. A. Herrera & C. Ciancarelli, 2005. Wetland restoration: integrating scientific-technical, economic and social perspectives. *Ecological Restoration* 23:181-186.
- Comín F.A., B. Miranda, R. Sorando, M. R. Felipe-Lucia, J.J. Jiménez & E. Navarro, 2018. Planning ecological restoration at watershed scale through the evaluation of ecosystem services. *Journal of Applied Ecology* 55(3):1155-1163.

Costa JC, D.A. de Barros, J.A.A. Pereira, R.A. Silva, A.D. de Oliveira & L.A.C. Borges, 2013. Cost analysis and ecological benefits of environmental recovery methodologies in bauxite mining. CERNE 19 no.1 . (Available in: <http://dx.doi.org/10.1590/S0104-77602013000100002>).

De Wit R., H. Rey-Valette, J. Balavoine, V. Ouisse & R. Lifran, 2017. Restoration ecology of coastal lagoons: new methods for the prediction of ecological trajectories and economic valuation. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 27:137–157.

El-Asmar H.M., M.E. Hereher & S. B. El-Kafrawy, 2012. Threats Facing Lagoons along the North Coast of the Nile Delta, Egypt. *International Journal of Remote Sensing Applications* 2:24-29.

Guélorget, O. & J.P. Perthuisot, 1983. Le domaine paralique. Expressions géologiques biologiques, et économiques du confinement. *Travaux du Laboratoire de Géologie*, 16. Presses de l'École Normale Supérieure, Paris.

Kjerfve B. (Ed.) 1994. Coastal lagoons processes. Elsevier Oceanography Series 60, Amsterdam.

Koutsodendris A., A. Brauer, I. Zacharias, V. Putyrskaya, E. Klemt, F. Sangiorgi & J. Pross, 2015. Ecosystem response to human- and climate-induced environmental stress on an anoxic coastal lagoon (Etoliko, Greece) since 1930 AD. *Journal of Paleolimnology* 53:255–270.

Marinov D., J. M. Zaldivar, A. Norro, G. Giordani & P. Viaroli, 2008. Integrated modelling in coastal lagoons: Sacca di Goro case study. *Hydrobiologia* 611:147-165.

Menéndez, M. & F.A. Comín, 2000. Spring and summer proliferation of floating macroalgae in a Mediterranean coastal lagoon (Tancada lagoon, Ebro Delta, NE Spain). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 51:215-226.

Orfanidis S., N. Stamatis, V. Ragias & W. Schramm, 2005. Eutrophication patterns in an eastern Mediterranean coastal lagoon: Vassova, Delta Nestos, Macedonia, Greece. *Mediterranean Marine Science* 6:17-30.

Paches M.A.V., I. Romero, M.R. Martínez, C.M. Martí & J. Ferrer, 2014. Changes in phytoplankton composition in a Mediterranean coastal lagoon in the Cullera Estany (Comunitat Valenciana, Spain). *Water and Environment Journal* 28:135-144.

Pastres R. & C. Solidoro, 2012. Monitoring and modeling for investigating driver/pressure–state/impact relationships in coastal ecosystems: Examples from the Lagoon of Venice Estuarine, Coastal and Shelf Science 96:9-21.

Pearce, F. & A. J. Crivelli, 1994. Characteristics of Mediterranean wetlands. MedWet publications, 1. Tour du Valat, Arles.

Perez-Ruzafa A., C. Marcos & I. Pérez-Ruzafa, 2011. Mediterranean coastal lagoons in an ecosystem and aquatic resources management context. *Physics and Chemistry of the Earth Parts* 36:160-166.

Pirrone N., G. Trombino, S. Cinnirella & A. Algieri, 2005. The Driver-Pressure- State-Impact-Response (DPSIR) approach for integrated catchment-coastal zone management: preliminary application to the Po catchment. *Regional Environmental Change* 5:111-137.

Rey Benayas, J.M., A.C. Newton, A. Díaz & J.M. Bullock, 2009. Enhancement of Biodiversity and Ecosystem Services by Ecological Restoration: a Meta-analysis. *Science* 325:1121-1124.

Rezende, J.L.P. & A.D. Oliveira, 2008. *Análise econômica e social de projetos florestais*. 2. ed. Viçosa, MG: UFV, v. 1, 386 pags.

Rojó C. & M.R. Miracle, 1989. Phytoplankton Fluctuations during an Annual Cycle in the Coastal Lagoon of Cullera (Spain) *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie* 74:179-194.

Trabucchi, M., F.A. Comin & P.J. O'Farrell, 2013. Hierarchical priority-setting for restoration in a watershed in NE Spain, based on assessments of soil erosion and ecosystem services. *Regional Environmental Change* 13:911-926.

Valiela I., 2006. *Global coastal change*. Blackwell Publishing, Malden.

Van Andel J. & J. Aronson, 2006. *Restoration Ecology*. Blackwell Publishing, Malden.

Viaroli, P., P. Laserre & P. Campostrini, 2007. Lagoons and coastal wetlands in the global change context: impacts and management issues. *Developments in Hydrobiology* 192, Springer.

Viaroli, P. M. Bartoli, G. Giordani, M. Naldi, S. Orfanidis & J.M. Zaldivar, 2008. Community shifts, alternative stable states, biogeochemical controls and feedbacks in eutrophic coastal lagoons: a brief overview. *Aquatic Conservation: Marine Freshwater Ecosystems* 18:S105-S117.

El papel de la vegetación y del suelo de las marismas mediterráneas en el balance global de carbono

Lorena Carrasco-Barea^{1*}, Dolors Verdaguer¹, Maria Gispert², Laura Llorens¹

¹ Departamento de Ciencias Ambientales, Facultad de Ciencias, Universidad de Girona

² Unidad de Ciencia del Suelo, Departamento de Ingeniería Química, Agricultura y Tecnología de Alimentos, Escuela Politécnica Superior, Universidad de Girona

* Correo electrónico: lorena.carrasco@udg.edu

1. Introducción

En las últimas décadas, los cambios en el clima han afectado los sistemas naturales y humanos en todos los continentes y océanos. La principal causa de esta alteración climática es el aumento, desde la era preindustrial, de las emisiones antropogénicas de gases de efecto invernadero. Algunas de las consecuencias del cambio climático son el aumento de la temperatura media global, de la frecuencia de fenómenos meteorológicos extremos, como las inundaciones y las tormentas, y el aumento del nivel del mar (IPCC, 2014). Los ecosistemas tienen una influencia directa e indirecta en el clima local y global. A escala local, los cambios en el uso del suelo pueden afectar las condiciones de temperatura y humedad, mientras que, a escala global, los ecosistemas desempeñan un papel clave en el clima, ya sea reteniendo o emitiendo gases de efecto invernadero. De hecho, la regulación climática global ya se reconoció como un servicio ecosistémico en el Informe de evaluación de los ecosistemas del milenio (Naciones Unidas, 2005).

Las lagunas costeras están a menudo rodeadas de marismas dominadas por una densa vegetación halófila, generando lo que la Directiva Marco del Agua (2000/60/CE) define como aguas de transición. Tanto las lagunas costeras como las marismas formarían parte de los ecosistemas estuarinos (Britton & Crivelli, 1993; Farinha et al., 1996). En relación a la regulación del clima, las marismas, y los humedales en general, juegan un papel muy importante en el balance global de carbono a través del secuestro y emisión de CO₂. De hecho, a pesar de que las marismas cubren una porción relativamente pequeña de la superficie de la Tierra (4-6%) (Mitsch & Gosselink, 2000), se estima que un 25-30% de la reserva mundial de carbono se almacena en el suelo de estos ecosistemas (Lal, 2008). Esta gran cantidad de carbono almacenado es consecuencia de la alta productividad primaria del ecosistema junto a las bajas tasas de descomposición de la materia orgánica causadas por las condiciones anaeróbicas del suelo durante los períodos de inundación (Chmura et al., 2003; Kairanly et al., 2010).

Además de la regulación del cambio climático, las marismas proporcionan otros servicios ecosistémicos, entre ellos, la regulación y purificación del agua, el control de la erosión del suelo, el control de las inundaciones, la protección contra tormentas y el aporte de alimentos para la fauna silvestre (Costanza et al., 1997). Sin embargo, históricamente, pero aún hoy en día, la superficie de estos ecosistemas se ha visto muy reducida debido a diferentes actividades antrópicas, como el drenaje y la conversión agrícola, el pastoreo, la construcción de infraestructuras para el almacenamiento de agua, la pesca, la explotación minera, la caza, la explotación de la vegetación, el desarrollo urbano, el turismo, y los deportes acuáticos (Airoldi & Beck, 2007). De hecho, algunas estimaciones sugieren que las pérdidas de los hábitats costeros estarían en torno al 67% (Lotze et al., 2006).

Las marismas están presentes a lo largo de las costas (oceánicas y marinas) que van desde el subártico hasta el trópico, pero las más extensas se encuentran en latitudes medias (Murray et al., 2010; Mitsch & Gosselink, 2000). Por este motivo, nuestro objetivo principal es revisar la información disponible sobre las marismas de latitudes medias del Hemisferio Norte (desde 23.5° a 66.5° N), resaltando el papel de las marismas de la cuenca mediterránea en el balance global de carbono en comparación con otras también de latitudes medias pero situadas en la costa del Pacífico y del Atlántico. De hecho, a pesar del interés ecológico de las marismas mediterráneas y de su gran sensibilidad a las actividades antropogénicas, se dispone de muy poca información sobre su papel en el balance global de carbono.

En esta revisión, diferenciamos entre marismas de latitudes medias del Hemisferio Norte mareales y no mareales. Las primeras corresponden a las marismas ubicadas a lo largo de las costas oceánicas, como

el Atlántico y el Pacífico, sometidas a un intenso movimiento diario del nivel freático y donde las mareas astronómicas diarias oscilan entre 1 y 10 m. Por el contrario, las marismas no mareales corresponden a las de la cuenca mediterránea, donde las mareas son casi imperceptibles (generalmente de 0.2-0.3 m). De hecho, en las marismas de las costas mediterráneas, las perturbaciones meteorológicas (fuertes lluvias y vientos) y los desbordamientos de los ríos tienen un efecto más importante sobre la inundación que las mareas astronómicas, quedando estas marismas inundadas solo durante algunos períodos del año (generalmente durante la primavera y el otoño) (Ibañez et al., 2000). En general, es común la presencia de lagunas y deltas a lo largo de las costas mediterráneas, mientras que los estuarios extensos y llanos son más típicos de las costas oceánicas.

Considerando el clima, las marismas incluidas en este estudio se han clasificado como templadas o mediterráneas. Las marismas templadas se encuentran en las costas del Atlántico, donde el clima se caracteriza, principalmente, por temperaturas suaves y lluvias distribuidas durante todo el año. Por el contrario, las marismas de clima mediterráneo se sitúan en la cuenca del Mediterráneo y en la costa Pacífica de los Estados Unidos (California) y están sujetas a períodos estivales secos con altas temperaturas. En consecuencia, una característica importante de las marismas mediterráneas, especialmente de las de la cuenca mediterránea y de las situadas en la parte más elevada de las marismas del Pacífico, es la hipersalinidad estival de los suelos (Cameron, 1972; Berger et al., 1978). Las comunidades vegetales dominantes también difieren según el clima; así, en las marismas mediterráneas dominan las plantas suculentas y perennes de los géneros *Sarcocornia* y *Arthrocnemum*, mientras que en las marismas templadas dominan especies de los géneros *Spartina* y *Juncus* (Ibañez et al., 2000).

2. Depósitos de carbono

Las marismas se consideran uno de los ecosistemas más productivos del mundo (Gattuso et al., 1998; Mitsch & Gosselink, 2000). En estas, los organismos fotosintéticos (autotróficos) captan el dióxido de carbono (CO_2) atmosférico y lo transforman en carbono orgánico. Parte de este carbono orgánico regresa a la atmósfera a través de la respiración de los organismos vivos, mientras que otra fracción se almacena en forma de biomasa (aérea y subterránea), necromasa (tallos y raíces muertos y hojarasca) y carbono orgánico del suelo (Murray, 2010; McLeod et al., 2011). De hecho, en las marismas bien conservadas, donde la vegetación madura mantiene un *stock* estable de carbono, la mayor parte del carbono se encuentra secuestrado en el suelo (Murray, 2010). En estos ecosistemas, las inundaciones pueden provocar condiciones anóxicas en el suelo ralentizando la descomposición de la materia orgánica y favoreciendo su acumulación y degradación incompleta (Chmura et al., 2003). Como consecuencia, las marismas mantienen grandes cantidades de carbono, tanto en biomasa a corto plazo (decenios), como en el suelo a largo plazo (milenios) (Duarte et al., 2005; Lo lacono et al., 2008); por ello, la conservación de las marismas tiene una importancia clave en el mantenimiento de los depósitos de carbono a lo largo del tiempo.

2.1. Depósito de carbono en la vegetación

Los organismos autotróficos fijan el dióxido de carbono atmosférico en moléculas de carbohidratos a través de la fotosíntesis, proceso que, por unidad de área y tiempo, se conoce como producción primaria bruta (PPB). Una parte del CO_2 eliminado de la atmósfera a través de la fotosíntesis es liberado por la respiración (R) de los organismos fotosintéticos (autótrofa) y del suelo (heterótrofa). La diferencia entre PPB y R es la producción neta del ecosistema (PNE), la cual representa el carbono que finalmente es

incorporado al ecosistema. Si comparamos la PNE de diferentes ecosistemas costeros (Tabla 1), las marismas se encuentran entre los más productivos por unidad de área, siendo, por lo tanto, ecosistemas de gran importancia en la mitigación del cambio climático.

Ecosistema	Superficie (10 ¹² m ²)	PPB (g C m ⁻² año ⁻¹)	R (g C m ⁻² año ⁻¹)	PNE (g C m ⁻² año ⁻¹)
Manglares	0.2	2087	1866	221
Marismas	0.4	3595	2010	1585
Praderas marinas	0.3	1903	692	1211
Macroalgas	1.4	3702	2116	1587
Arrecifes de coral	0.6	1720	1572	148

Tabla 1. Superficie, producción primaria bruta (PPB), tasa de respiración (R) y producción neta del ecosistema (PNE = PPB-R) para ecosistemas costeros con vegetación. Fuente: Duarte et al. (2005).

2.1.1. Producción primaria neta en plantas vasculares

A nivel mundial se han realizado muchos estudios sobre la producción primaria de las plantas vasculares de las marismas, especialmente de las de la costa atlántica. No obstante, son todavía muy escasos los estudios en marismas mediterráneas, aunque el número ha aumentado sensiblemente desde los años 90 (Scarton et al., 1998; Ibañez et al., 1999; Curco et al., 2002; Palomo & Niell, 2009). Aunque la variabilidad temporal y espacial y el uso de métodos distintos dificultan las comparaciones (Ibañez et al., 2000), de estos estudios se desprende que la producción aérea neta (PAN) es inferior en las marismas de la cuenca mediterránea que en las marismas mareales de las costas del Atlántico y Pacífico (Tabla 2). Esto se debe principalmente a la falta de inundaciones durante el verano en las marismas de la cuenca mediterránea, junto con las bajas precipitaciones y las altas temperaturas que causan un alto estrés hídrico y salino en las plantas (Ibañez et al., 2000).

Océano/Mar	Clima	Área de estudio	Especies	PAN (g m ⁻² año ⁻¹)	Referencias
Atlántico	Templado	Delacroix, Louisiana, (EE.UU.)	<i>Distichlis spicata</i>	1162-1967	White et al. (1978); Hopkinson et al (1980)
			<i>Juncus roemerianus</i>	1806-3295	
			<i>Spartina alterniflora</i>	1381-2895	
			<i>Spartina cynosuroides</i>	1134	
			<i>Spartina patens</i>	1342-4159	
Atlántico	Templado	Costa del golfo de Misisipi, Luisiana (EE.UU)	<i>Distichlis spicata</i>	1300	De la Cruz (1974)
			<i>Juncus roemerianus</i>	1072	
			<i>Spartina alterniflora</i>	1089	
			<i>Spartina patens</i>	1242	
Atlántico	Templado	Bar Harbor, Maine (EE.UU.)	<i>Juncus gerardii</i>	618-4449	Linthurst & Reimold (1978)
			<i>Spartina alterniflora</i>	1629-1756	
			<i>Spartina patens</i>	6048	
Atlántico	Templado	Bahía de Delaware (EE.UU)	<i>Distichlis spicata</i>	1995	Linthurst & Reimold (1978)
			<i>Juncus gerardii</i>	1556	
			<i>Phragmites communis</i>	1592	
			<i>Spartina alterniflora</i>	1487	
			<i>Spartina patens</i>	785	

Atlántico	Templado	Isla Sapelo, Georgia (EE.UU)	<i>Distichlis spicata</i>	4214	Linhurst & Reimold (1978)
			<i>Spartina cynosuroides</i>	5996	
			<i>Spartina patens</i>	3824	
			<i>Sporobulus virginicus</i>	1372	
Atlántico	Templado	Bahía de Fundy, Nuevo Brunswick (Canada)	<i>Plantago maritima</i>	296	Connor (1995)
			<i>Spartina patens</i>	500	
			<i>Spartina alterniflora</i>	718	
Atlántico	Templado	Países Bajos	<i>Spartina anglica</i>	1162-1649	Groenendijk (1984)
			<i>Triglochin maritima</i>	568-783	
			<i>Elytrigia pungens</i>	478-878	
			<i>Atriplex portulacoides</i>	790-1434	
Pacífico	Mediterráneo	Bahías de San Fran- cisco y de San Diego, California (EE.UU.)	<i>Spartina foliosa</i>	280-1700	Mahall & Park (1976); Cameron (1972)
Atlántico	Mediterráneo	Río Guadiana (Portugal)	<i>Limonium monopetalum</i>	2516	Neves et al (2007)
			<i>Atriplex portulacoides</i>	598	
Atlántico	Templado	Indian River, Florida (EE.UU.)	<i>Sarcocornia pacifica</i>	835-2316	Rey et al (1990)
Pacífico	Mediterráneo	Bahías de San Fran- cisco y de San Diego, California (EE.UU.)	<i>Sarcocornia pacifica</i>	215-2858	Mahall & Park (1976); Cameron (1972) (Zedler et al (1980)
Mediterráneo	Mediterráneo	Estuario del Palmones (España)	<i>Sarcocornia perennis</i> ssp. <i>alpini</i>	2973	Palomo & Niell (2009)
Mediterráneo	Mediterráneo	Delta del Ebro (España)	<i>Arthrocnemum</i> <i>macrostachyum</i>	189	Curco et al. (2002)
			<i>Sarcocornia fruticosa</i>	581	
Mediterráneo	Mediterráneo	Delta del Po (Italia)	<i>Sarcocornia fruticosa</i>	683	(Scarton et al. (2002)
			<i>Phragmites australis</i>	876	
Mediterráneo	Mediterráneo	Delta del Ródano (Francia)	<i>Arthrocnemum</i> <i>macrostachyum</i>	187-294	(Berger (1978); Ibañez (1999)
			<i>Sarcocornia fruticosa</i>	948-1262	

Tabla 2. Rango de producción aérea neta máxima (PAN, g m⁻² año⁻¹) de las especies dominantes de las marismas de las costas del Atlántico, Pacífico y Mediterráneo.

Según estudios previos, los valores máximos de PAN de las especies dominantes de las marismas de la costa atlántica de América del Norte (es decir, especies de los géneros *Spartina* y *Juncus*) oscilan entre 500 y 6048 g m⁻² año⁻¹ (Tabla 2). Por el contrario, en las marismas de la costa del Pacífico que se ven afectadas por las mareas pero que se encuentran en condiciones climáticas mediterráneas los valores máximos de PAN para *Spartina foliosa* fueron sólo de 1700 g m⁻² año⁻¹ (Tabla 2). Especies halófitas perennes típicas de las marismas de la cuenca mediterránea, como *Arthrocnemum macrostachyum* y *Sarcocornia fruticosa*, presentaron valores de PAN aún más bajos. En particular, *A. macrostachyum* mostró los valores más bajos, entre 187 y 294 g m⁻² año⁻¹, y *S. fruticosa* los más altos, de 581 a 1262 g m⁻² año⁻¹ (Tabla 2). Estos valores también son muy bajos si se comparan con el PAN máximo de otras especies similares, también suculentas y perennes, como *Sarcocornia pacifica*, procedentes de la zona más elevada de las marismas costeras de Florida y California (2316-2858 g m⁻² año⁻¹) (Tabla 2). Por lo tanto, según los datos disponibles, las marismas sujetas al clima mediterráneo, especialmente las de la cuenca mediterránea, tendrían los valores más bajos de PAN. Sin embargo, los valores de PAN encontrados para *Sarcocornia perennis* subsp. *alpini*

en la marisma del río Palmones (sur de España) fueron notablemente altos ($2973 \text{ g m}^{-2} \text{ año}^{-1}$), superiores a los comentados previamente para las especies de la cuenca del Mediterráneo y más próximos a los valores obtenidos para especies similares de la costa de Florida y California (Palomo & Niell, 2009). Una de las razones propuestas por los autores para explicar esta producción tan elevada de *S. perennis* subsp. *alpini* es el alto nivel de eutrofización del estuario del río Palmones.

La mayoría de los estudios de producción realizados en marismas se han centrado en la producción primaria neta aérea de las plantas. Sin embargo, se ha demostrado que la biomasa subterránea también es importante, ya que en algunos casos puede ser superior a la biomasa aérea (Tabla 3). Por ejemplo, en las marismas mareales de la costa atlántica de los Estados Unidos, con especies de los géneros *Spartina* y *Plantago*, y también en una marisma mareal del Atlántico en la costa de la Península Ibérica, con *Limonium monopetalum* y *Atriplex portulacoides*, la producción subterránea neta (PSN) fue entre dos y cuatro veces mayor que la PAN (Tabla 3). Así mismo, en la cuenca mediterránea, los valores de PSN para *S. fruticosa* y *Phragmites australis* fueron aproximadamente dos veces más altos que los de PAN (Tabla 3). Sin embargo, también en la cuenca del Mediterráneo, los valores de PSN fueron solo un tercio de los de PAN en las marismas con dominancia de *A. macrostachyum* y *S. perennis* subsp. *alpini*. Por lo tanto, la importancia de la producción subterránea de las marismas dependerá de las especies vegetales dominantes. La biomasa subterránea también puede jugar un papel clave en el aumento del carbono orgánico del suelo y en la acreción de la marisma (ver sección 2.2).

Océano/Mar	Clima	Área de estudio	Especies	PAN ($\text{g m}^{-2} \text{ año}^{-1}$)	PSN ($\text{g m}^{-2} \text{ año}^{-1}$)	Referencias
Atlántico	Templado	Bahía de Fundy, Nuevo Brunswick (Canada)	<i>Plantago maritima</i>	296	648	Connor (1995)
			<i>Spartina patens</i>	500	1113	
			<i>Spartina alterniflora</i>	718	1575	
Atlántico	Templado	Bahía de Delaware (USA)	<i>Spartina patens</i>	785	3300	Roman & Daiber (1984)
			<i>Spartina alterniflora</i>	1487	6500	
Atlántico	Mediterráneo	Río Guadiana (Portugal)	<i>Limonium monopetalum</i>	2516	2752	Neves et al (2007)
			<i>Atriplex portulacoides</i>	598	1601	
Mediterráneo	Mediterráneo	Estuario de Palmones (España)	<i>Sarcocornia perennis</i> ssp. <i>alpini</i>	2973	1022	Palomo & Niell (2009)
Mediterráneo	Mediterráneo	Delta del Ebro (España)	<i>Arthrocnemum macrostachyum</i>	189	50	Curco et al. (2002)
			<i>Sarcocornia fruticosa</i>	581	950	
Mediterráneo	Mediterráneo	Delta del Po (Italia)	<i>Sarcocornia fruticosa</i>	683	1260	(Scarton et al. (2002)
			<i>Phragmites australis</i>	876	2263	

Tabla 3. Máxima producción aérea y subterránea neta (PAN y PSN, respectivamente; $\text{g m}^{-2} \text{ año}^{-1}$) en las especies dominantes de las marismas de las costas atlántica y mediterránea.

2.1.2. Producción primaria neta del manto microbiano

Las plantas vasculares son la fracción más notable de la vegetación de las marismas, pero a pesar de que esta observación puede ser cierta a simple vista, es incompleta en términos florísticos y de producción primaria. En los suelos aparentemente sin vegetación, donde no hay plantas vasculares, así como en

los suelos situados bajo las plantas, existen diversos conjuntos de cianobacterias y algas eucariotas que forman el manto microbiano y que desempeñan un papel importante en la producción primaria de estos ecosistemas (Sullivan & Currin, 2000). Los valores de la producción anual de microalgas (PM) en algunas marismas de las costas del Atlántico y del Pacífico de los Estados Unidos oscilan entre 28 y 341 g C m⁻² año⁻¹ (Tabla 4). En particular, en las marismas de la costa atlántica en las que dominan las especies del género *Spartina* el porcentaje de producción de microalgas puede representar el 60% de la producción neta aérea de las plantas vasculares de la marisma (Tabla 4). En una marisma del sur de California sujeta al clima mediterráneo se encontraron porcentajes incluso más altos (76-140 %; Tabla 4) (Zedler, 1980). En este sentido, se ha hipotetizado que las condiciones áridas y los suelos hipersalinos de las marismas mediterráneas desfavorecen el crecimiento de las plantas vasculares, pero estimulan la producción de microalgas (Zedler, 1980). Sin embargo, se necesitan más estudios para evaluar el papel del manto microbiano en la producción neta de las marismas, y específicamente de las marismas de la cuenca mediterránea en comparación con las marismas mareales.

Estado	PM (g C m ⁻² año ⁻¹)	PM/PAN	Referencias
Massachusetts	105	25	Van Raalte et al. (1976)
Delaware	61-99	33	Gallagher & Daiber (1974)
Carolina del Sur	98-234	12-58	Pinckney & Zingmark (1993)
Georgia	200	25	Pomeroy (1959)
Georgia	150	25	Pomeroy et al. (1981)
Mississippi	28-151	10-61	Sullivan & Moncreiff (1988)
Texas	71	8-13	Hall & Fisher (1985)
California	185-341	76-140	Zedler (1980)

Tabla 4. Producción de microalgas (PM; g C m⁻² año⁻¹) y relación entre la PM y la producción aérea neta de plantas vasculares (PM/PAN × 100%) en diferentes marismas de las costas del Atlántico y del Pacífico de los EE UU. Fuente: Sullivan & Currin (2000).

2.2. Depósito de carbono en los suelos

El carbono orgánico del suelo proviene principalmente de la vegetación (Chmura, 2011). Cuando mueren los tejidos vegetales, aéreos y subterráneos, comienza el proceso de descomposición llevado a cabo por microorganismos heterótrofos. La eficiencia de la descomposición de la materia orgánica puede verse reducida por la inundación, ya que, dependiendo de su duración, esta puede crear condiciones anóxicas en el suelo, favoreciéndose la retención de carbono (Chmura et al., 2003; Megonigal et al., 2004). Como consecuencia, la principal reserva de carbono en las marismas es el carbono orgánico del suelo. Si comparamos las reservas de carbono en los humedales y en otros ecosistemas terrestres (Figura 1), los humedales tienen valores notablemente altos, debido principalmente a las bajas tasas de descomposición de la materia orgánica. De hecho, los valores máximos de las tasas de acumulación de carbono en el suelo son 1 o 2 órdenes de magnitud superiores en los ecosistemas costeros con vegetación que en los bosques terrestres (Figura 2). La gran capacidad de los suelos y sedimentos costeros para retener carbono fue reconocida por Duarte et al. (2005), los cuales encontraron valores máximos para las marismas (151 g C m⁻² año⁻¹), seguidos de los manglares (139 g C m⁻² año⁻¹), praderas marinas (83 g C m⁻² año⁻¹), estuarios (45 g C m⁻² año⁻¹) y plataforma continental (17 g C m⁻² año⁻¹).

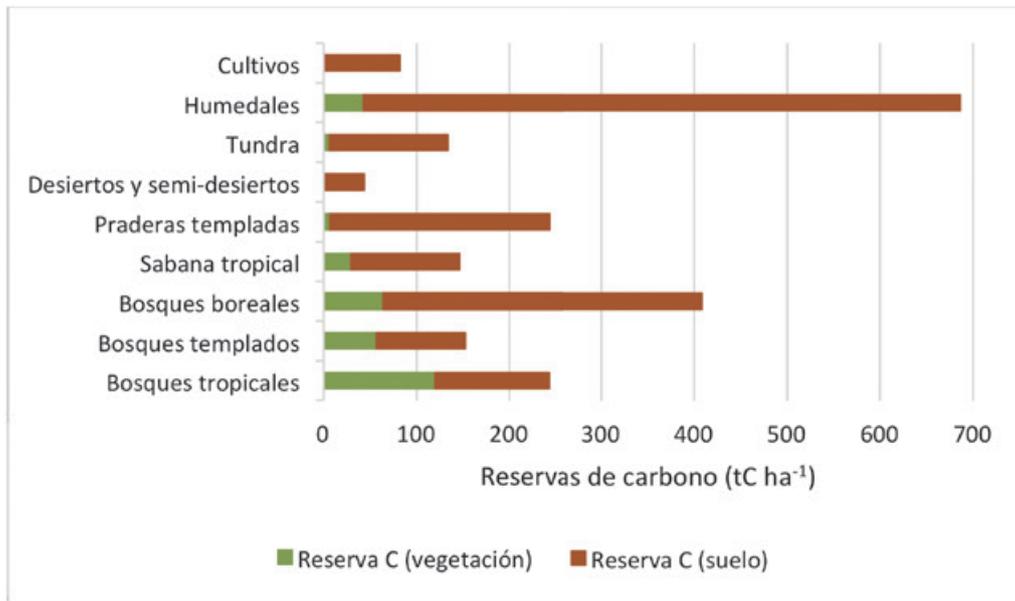


Figura 1. Reservas de carbono en vegetación y suelos (0-1 m de profundidad) en diferentes ecosistemas. Fuente: Dalal & Allen (2008).

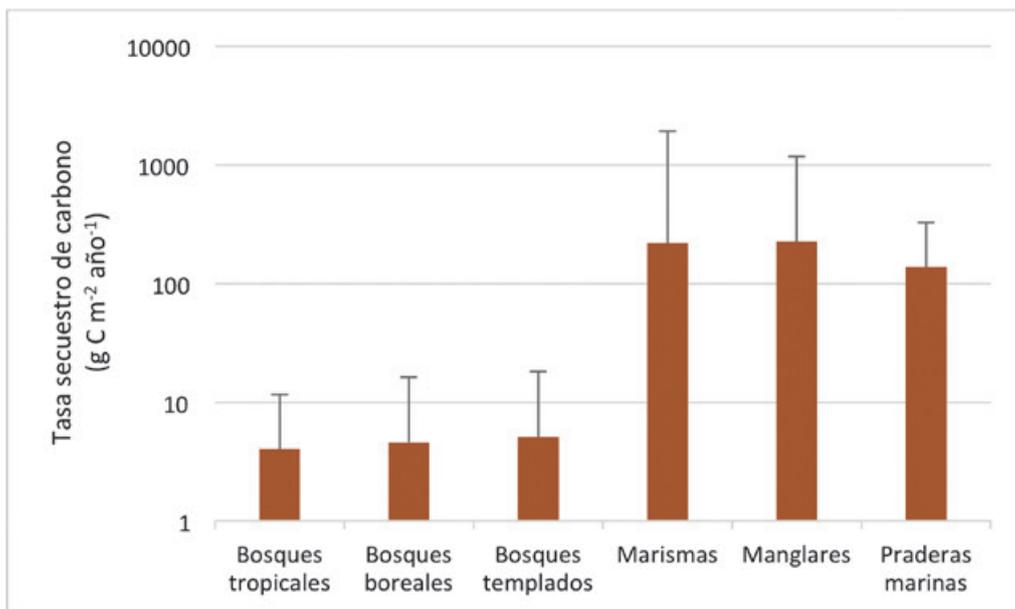


Figura 2. Acumulación media de carbono a largo plazo ($\text{g C m}^{-2} \text{año}^{-1}$) en suelos de ecosistemas forestales y costeros con vegetación utilizando una escala logarítmica. Las tasas máximas de acumulación se indican utilizando barras de error. Fuente: Mcleod et al. (2011).

Actualmente existe aún poca información sobre la acumulación de carbono en el suelo de las marismas de la cuenca mediterránea. De hecho, de 96 estudios recogidos por Chmura et al. (2003), solo en uno se incluyeron datos de esta zona (Hensel et al., 1999; Figura 3). Estudios posteriores realizados en marismas de la cuenca del Mediterráneo apoyan los resultados obtenidos en marismas mareales. Por ejemplo, la tasa de acumulación de carbono en el suelo del delta del Ródano fue de $161 \text{ g C m}^{-2} \text{año}^{-1}$ (Hensel et al., 1999), y en el estuario de Palmones de $560 \text{ g C m}^{-2} \text{año}^{-1}$ (Palomo & Niell, 2009), cuando en promedio las marismas mareales presentaron tasas de $218 \pm 24 \text{ g C m}^{-2} \text{año}^{-1}$ (Chmura et al., 2003). Por otro lado, los

valores de densidad de carbono del suelo en las marismas mediterráneas del delta del Ródano (Hensel et al., 1999), delta del Ebro (Curco et al., 2002) y delta del Po (Scarton et al., 2002) fueron 0.073, 0.055 y 0.081 g C cm⁻³, respectivamente. Estos valores son similares a los resultados del estudio de Chmura et al. (2003), en el cual la densidad promedio de carbono en el suelo (de 0 a 5 cm de profundidad) fue 0.043 ± 0.002 g C cm⁻³ (hallándose el rango de variación entre 0.009 y 0.121 g C cm⁻³).

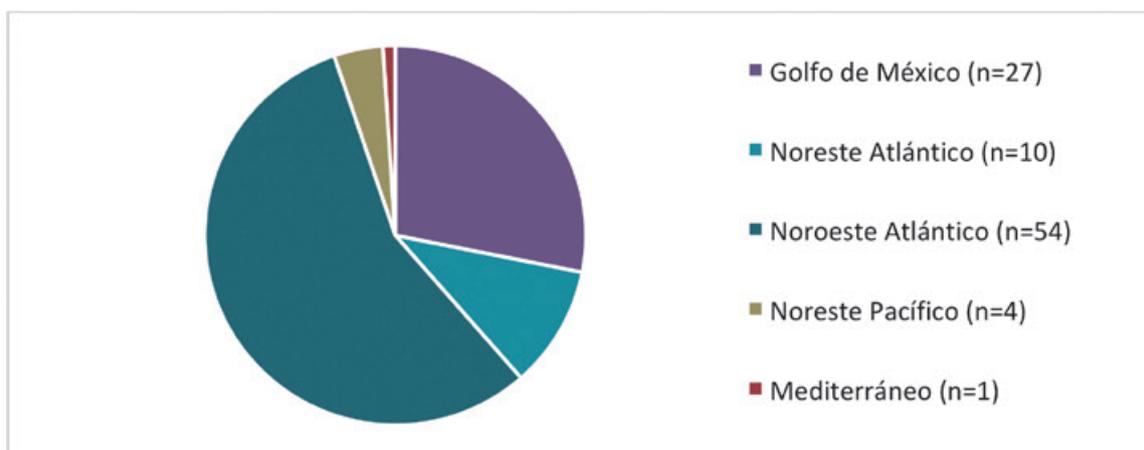


Figura 3. Número de estudios en que se recogieron datos sobre las tasas de acumulación de carbono en el suelo de distintas marismas, compilados por Chmura et al. (2003).

Por lo tanto, con algunas excepciones, las tasas de secuestro de carbono y el contenido de carbono orgánico del suelo son similares entre las marismas de la cuenca mediterránea y las marismas mareales del Atlántico y del Pacífico. No obstante, si el carbono orgánico del suelo proviene principalmente de la vegetación, se esperarían valores más bajos en las marismas de la cuenca mediterránea que en las templadas del Atlántico y del Pacífico, ya que, como se vio anteriormente, los picos de producción primaria son inferiores en las primeras. Una posible explicación de estos resultados es que, en las marismas mareales, de acuerdo con la hipótesis de la difusión (Odum, 1980), los movimientos diarios del agua causados por la inundación mareal transportan grandes cantidades de carbono orgánico (que pertenece a la biomasa aérea) desde las marismas hacia las áreas limítrofes. Por el contrario, este hecho no ocurre en las marismas mediterráneas, donde la oscilación mareal es pequeña y, por consiguiente, la exportación de materia orgánica particulada es baja e irregular (Ibañez et al., 2000; Palomo & Niell, 2009). Por lo tanto, en las marismas costeras del Mediterráneo, especialmente en aquellas donde la densa cobertura vegetal evita que la hojarasca sea eliminada por los fuertes vientos y las tormentas marinas, como las dominadas por *S. fruticosa* y *P. australis* (Ibañez et al., 1999), la acumulación de hojarasca sería un proceso importante que permitiría aumentar el almacenamiento de carbono en el suelo.

En relación a la exportación de carbono, si bien la biomasa aérea es susceptible de ser exportada fuera de la marisma, la subterránea permanece almacenada en el suelo, lista para ser descompuesta in situ, contribuyendo de forma notable al pool de carbono orgánico del suelo. En este sentido, Palomo & Niell (2009) observaron una mayor contribución de la biomasa subterránea que de la aérea al carbono orgánico del suelo. Además, la biomasa subterránea juega un papel clave en la acreción vertical del suelo, siendo muy importante para preservar las marismas al mantener la elevación del suelo con respecto al nivel del mar. En relación también con la acreción de las marismas y la acumulación de carbono en el suelo, las densas zonas de vegetación de las marismas mediterráneas pueden actuar como trampas de las partículas de carbono en suspensión que son transportadas por fuertes vientos y tormentas marinas (Hensel, 1998).

3. Pérdidas de carbono

Como se discutió previamente, la actividad fotosintética que tiene lugar en las marismas contribuye a la disminución del CO₂ atmosférico, si bien, al mismo tiempo, la respiración del ecosistema provoca la liberación de CO₂ a la atmósfera. No obstante, la captación de CO₂ suele ser superior a la emisión (Tabla 1), lo que hace que el balance neto sea positivo (es decir, se incorpora carbono atmosférico al ecosistema).

Emisiones anuales de CH₄ (g CH₄ m⁻² año⁻¹)

	Media ± DS	CV	Máximo	Mínimo	n
Estuarios	539 ± 603	112	1620	1.70	6
Lagos	64 ± 345	537	2576	0.11	55
Ríos	465 ± 669	144	2266	62.05	12
Humedades	470 ± 2300	489	19044	0.06	126

Tabla 5. Emisiones anuales de CH₄ en diferentes ecosistemas costeros y acuáticos. DS: desviación estándar; CV: coeficiente de variación; n: número de datos. Fuente: Ortiz-Llorente & Álvarez-Cobelas (2012).

La descomposición de la materia orgánica del suelo es el principal proceso relacionado con la incorporación de carbono en el suelo, pero también favorece la emisión de CO₂ y otros compuestos de carbono como el metano (CH₄). Si el suelo presenta condiciones aeróbicas, la materia orgánica puede ser oxidada completamente por microorganismos heterotróficos hasta CO₂. Sin embargo, durante los períodos de inundación que causan condiciones anóxicas en el suelo la respiración aeróbica es reemplazada por la fermentación y la metanogénesis (Mitsch & Gosselink, 2000). De hecho, los ecosistemas que generalmente, o al menos durante algunos períodos del año, tienen suelos sumergidos se encuentran entre las principales fuentes de CH₄ (Dalal & Allen, 2008). Los humedales naturales emiten alrededor del 25% de las emisiones totales de CH₄ teniendo en cuenta todas las fuentes antropogénicas y naturales (Whalen, 2005). Ortiz-Llorente & Alvarez-Cobelas (2012), al comparar las tasas anuales de emisión de CH₄ de diferentes ecosistemas costeros y acuáticos, encontraron los mayores valores de emisión de CH₄ en los humedales, seguidos de los lagos, ríos y estuarios. Por lo tanto, el papel de los humedales (incluyendo las marismas) como sumideros de carbono también dependerá de su nivel de emisión de CH₄.

Diversas variables ambientales pueden afectar las emisiones de CH₄ en los humedales. En concreto, el nivel freático afecta el flujo de CH₄ principalmente a través de su influencia sobre la extensión de los horizontes oxigenados y anóxicos del suelo, y, por tanto, sobre la relación entre la producción y la oxidación del CH₄ (Kelley et al., 1995; Christensen et al., 2001). Las altas temperaturas también pueden favorecer la emisión de CH₄ al aumentar la producción primaria, y por tanto, el aporte de sustrato (Whiting & Chanton, 2001) y la descomposición del carbono orgánico (Ding & Cai, 2007). Las emisiones de CH₄ se han estudiado más ampliamente en humedales de agua dulce (Whiting & Chanton, 2001; Kayranli, 2010) que en marismas, aunque se han llevado a cabo algunos estudios en que se comparan las emisiones de CH₄ entre los 2 tipos de ecosistemas. En particular, Bartlett & Harris (1993) encontraron valores de emisión de CH₄ más bajos en las marismas que en los humedales de agua dulce de los Estados Unidos. En las primeras las emisiones de CH₄ oscilaron entre -0.8 y 15.8 mg m⁻² d⁻¹, mientras que en los pantanos boscosos y marismas de agua dulce los valores oscilaron entre 39.8 y 155 y 29.4 y 587 mg m⁻² d⁻¹, respectivamente. Esta diferencia

parece estar relacionada con la salinidad del suelo, ya que varios estudios indican que el flujo de CH_4 se ve negativamente afectado por la salinidad (Barlett & Harris, 1993; Poffenbarger et al., 2011; Livesley & Andrusiak, 2012). Posiblemente, la menor emisión de CH_4 en las marismas salobres, en comparación con los humedales de agua dulce, se debería a la competencia por el sustrato oxidable entre las bacterias sulfato-reductoras y las metanogénicas que suelen estar presentes en dichas marismas (Mitsch & Gosselink, 2000).

4. Observaciones finales e importancia para la conservación

- Los resultados obtenidos hasta el momento muestran que las marismas de la cuenca mediterránea tienen valores más bajos de producción primaria neta aérea que las marismas de las costas del Pacífico y del Atlántico, debido principalmente al estrés hídrico y salino que sufren las plantas durante el verano.
- La producción primaria neta del manto microbiano se espera que sea superior en las marismas de la cuenca mediterránea que en las marismas mareales de las costas del Atlántico y del Pacífico.
- En general, las tasas de secuestro de carbono y el contenido de carbono orgánico del suelo son similares entre las marismas de la cuenca mediterránea y las marismas mareales del Atlántico y del Pacífico.
- En las marismas costeras del Mediterráneo, especialmente en aquellas donde la densa cobertura vegetal dificulta que la hojarasca sea eliminada por los fuertes vientos y las tormentas marinas, la acumulación de hojarasca es un proceso importante que permite incrementar el almacenamiento de carbono en el suelo.
- Aunque en los humedales las emisiones de CH_4 pueden ser altas, provocando que el balance de carbono sea negativo, en las marismas se esperarían valores más bajos de emisión de CH_4 que en los humedales de agua dulce debido a la competencia por el sustrato oxidable entre las bacterias sulfato-reductoras y las metanogénicas que normalmente se encuentran en las marismas.

Las marismas necesitan ser preservadas, entre otras razones, porque:

- Las plantas vasculares que conforman las marismas favorecen que disminuya la concentración de CO_2 atmosférico y que este se incorpore al ecosistema.
- Permiten mantener una gran cantidad de carbono almacenado en la biomasa y, sobre todo, en el suelo, evitando su liberación a la atmósfera.
- Son ecosistemas importantes para la mitigación del cambio climático, debido a que presentan una elevada capacidad de secuestro de CO_2 atmosférico, y una baja emisión de CH_4 .

Referencias

- Airoidi, L. & M. Beck, 2007. Loss, status and trends for coastal marine habitats of Europe. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review* 45: 345-405.
- Bartlett, K. B. & R. C. Harriss, 1993. Review and assessment of methane emissions from wetlands. *Chemosphere* 26:261-320.
- Berger, A., J. J. Corre & G. Heim, 1978. Structure, productivite et regime hydrique de phytocenoses halophiles sous climat mediterranneen. *La terre et la vie* 32: 241-278.
- Britton, R. H. & A. J. Crivelli, 1993. Wetlands of southern Europe and North Africa: Mediterranean wetlands. In Whigham, D. F. & D. Dykjavá (eds) *Wetlands of the world I: Inventory, ecology and management*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 129-194.
- Cameron, G. N., 1972. Analysis of insect trophic diversity in two salt marsh communities. *Ecology* 53 (1): 58-73.
- Christensen, T. R., D. Lloyd, B. Svenson, P. Martikainen, R. Harding, H. Oskarsson, T. Friborgh, H. Sogaard & N. Panikov, 2001. Biogenic controls on trace gas fluxes in northern wetlands. *IGBP-Glob. Change Newsl.* 51:9-15.
- Chmura, G. L., S. C. Anisfeld, D. R. Cahoon & J. C. Lynch, 2003. Global carbon sequestration in tidal, saline wetland soils. *Global Biochemical Cycles* 17(4): 1-12 doi:10.1029/2002GB001917.
- Chmura, G. L., 2011. What do we need to assess the sustainability of the tidal salt marsh carbon sink? *Ocean & Coastal Management* 83:25-31 doi:10.1016/j.ocecoaman.2011.09.006.
- Connor R., 1995. An Examination of Carbon Flow in a Bay of Fundy Salt Marsh. Unpublished M.Sc. thesis, McGill University.
- Costanza, R., R. d'Arge, R. deGroot, S. Farber, M. Grasso, B. Han- non, K. Limburg, S. Naeem, R. V. Oneill, J. Paruelo, R. G. Raskin, P. Sutton & M. vandenBelt, 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387:253- 260.
- Curco, A., C. Ibañez, J. W. Day & N. Prat, 2002. Net primary production and decomposition of salt marshes of the Ebre Delta (Catalonia, Spain). *Estuaries* 25(3): 309-324.
- Dalal, R. C. & D. E. Allen, 2008. Greenhouse gas fluxes from natural ecosystems. *Australian Journal of Botany* 56: 369-407.
- De la Cruz, A. A., 1974. Primary productivity of coastal marshes in Mississippi. *Gulf Research Reports* 4(3): 351-356 doi:10.18785/grr.0403.03
- Ding, W. & Z. Cai, 2007. Methane emissions from natural Wetlands in China: summary of years 1995-2004 studies. *Pedosphere* 17:475-486

- Duarte C. M., J. Middelburg, & N. Caraco, 2005. Major role of marine vegetation on the oceanic carbon cycle. *Biogeosciences* 2:1-8.
- Farinha, J. C., L. Costa, G. Zalidis, A. Mantzavelas, E. Fitoka, N. Hecker & P. Tomàs Vives, 1996. Mediterranean Wetland Inventory: Habitat Description System. MedWet/ Instituto da Conservação da Natureza (ICN)/ Wetlands International/ Greek Biotope/ Wetland Centre (EKBY) Publication, Volume III.
- Gallagher, J. L. & F. C. Daiber, 1974. Primary production of edaphic algal communities in a Delaware salt marsh. *Limnology and Oceanography* 19:390-395.
- Gattuso, J. P., M Frankignoulle & R. Wollast, 1998. Carbon and carbonate metabolism in coastal aquatic ecosystems. *Annu Rev Ecol Syst* 29: 405-434.
- Groenendijk, A. M., 1984. Primary production of four dominant salt-marsh angiosperms in the SW Netherlands. *Vegetatio* 57:143-152.
- Hall, S. L. & F. M. Fisher, Jr, 1985. Annual productivity and extracellular release of dissolved organic compounds by the epibenthic algal community of a brackish marsh. *Journal of Phycology* 21:277- 281.
- Hensel, P. F., J.W. Day Jr. & D. Pont, 1999. Wetland vertical accretion and soil elevation change in the Rhone River Delta, France: The importance of riverine flooding. *J. Coastal Res.*15:668-681.
- Hopkinson, C. S., J. G. Gosselink & F. T. Parrondo, 1980. Production of coastal Louisiana marsh plants calculated from phenometric techniques. *Ecology* 61:1091-1098.
- Ibañez, C., J. W. Day & D. Pont, 1999. Primary production and decomposition of wetlands of the Rhône Delta, France: Interactive impacts of human modifications and relative sea level rise. *Journal of Coastal Research* 15(3): 717-731.
- Ibañez, C., A. Curco, J. W. Day Jr. & N. Prat, 2000. Structure and productivity of microtidal Mediterranean coastal marshes. In M. P. Weinstein & D- A. Kreeger (ed.), *Concepts and Controversies in Tidal marsh Ecology*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht: 107-136.
- IPCC. Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, R.K. Pachauri and L.A. Meyer (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, 151 pp.
- Kayranli, B., M. Scholz, A. Mustafa & A. Hedmark, 2010. Carbon storage and fluxes within freshwater wetlands: a critical review. *Wetlands* 30: 111-124 doi:10.1007/s13157-009-0003-4.
- Kelley C. A., C. S. Martens & W. Ussler, 1995). Methane dynamics across a tidally flooded riverbank margin. *Limnology and Oceanography* 40:1112-1129.
- Lal, R, 2008. Carbon sequestration. *Phil Trans R Soc B* 363: 815-830.

- Linhurst, R. A. & R. J. Reimold, 1978. Estimated net aerial primary productivity for selected estuarine angiosperms in Maine, Delaware and Georgia. *Ecology* 59(5): 945-955.
- Livesley, S. J. & S. M. Andrusiak, 2012. Temperate mangrove and salt marsh sediments are a small methane and nitrous oxide source but important carbon store. *Estuarine, Coastal and Shelf science* 97:19-27.
- Lo Iacono C., M. A. Mateo, E. Gracia, L. Guasch, R. Carbonell, L. Serrano, O. Serrano & J. Dañobeitia, 2008. Very high-resolution seismo-acoustic imaging of seagrass meadows (Mediterranean Sea): implications for carbon sink estimates. *Geophys Res Lett* 35: L18601 doi:10.1029/2008GL034773.
- Lotze, H. K., H. S., Lenihan, B. J. Bourque, R. H. Bradbury, R. G. Cooke, M. C. Kay, S. M. Kidwell, M. X. Kirby, C. H. Peterson & J. B. C Jackson, 2006. Depletion, degradation, and recovery potential of estuaries and coastal seas. *Science* 312:1806-1809.
- Mahall, B. E. & R. B. Park, 1976. The ecotone between *Spartina foliosa* and *Salicornia virginica* in salt marshes of northern San Francisco Bay. I. Biomass and production. *Journal of Ecology* 64:421-433.
- McLeod, E., G.L. Chmura, S. Bouillon, R. Salm, M. Björk, C. M. Duarte, C. E. Lovelock, W. H. Schlesinger & B. R. Silliman, 2011. A blueprint for blue carbon: toward an improved understanding of the role of vegetated coastal habitats in sequestering CO₂. *Frontiers in Ecology and the Environment* 9: 552-560 doi:10.1890/110004.
- Megonigal, J. P., M. E. Hines & P. T. Visscher, 2004. Anaerobic metabolism: linkages to trace gases and aerobic processes. In W.H. Schlesinger (ed.), *Biogeochemistry*, Elsevier-Pergamon, Oxford, UK: 317-434.
- Millennium Ecosystem Assessment, (2005). *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC.
- Mitsch, W. J., & J. G. Gosselink, (2000). *Wetlands*. John Wiley, New York, 2000.
- Murray, B. C., W. A. Jenkins, S. Sifleet, L. Pendleton & A. Baldera, 2010. Payments for blue carbon, potential for protecting threatened coastal habitats. Nicholas Institute for Environmental Policy Solutions, Duke University: 1-8.
- Neves, J. P., L. F. Ferreira, M. P. Simões & L. C. Gazarini, 2007. Primary production and nutrient content in two salt marsh species, *Atriplex portulacoides* L. and *Limoniastrum monopetalum* L., in Southern Portugal. *Estuaries and Coasts* 30:459-468.
- Odum, E. P., 1980. The status of three ecosystem-level hypotheses regarding salt marsh estuaries: tidal subsidy, outwelling and detritus-based food chains. In V. Kennedy (ed.), *Estuarine perspectives*. Academic Press, New York: 485-495.
- Ortiz-Llorente, M. J. & M. Alvarez-Cobelas, 2012. Comparison of biogenic methane emissions from unmanaged estuaries, lakes, oceans, rivers and wetlands. *Atmospheric Environment* 59: 328-337.

- Palomo, L. & F. X. Niell, 2009. Primary production and nutrient budgets of *Sarcocornia perennis* ssp. *Alpine* (Lag.) Castroviejo in the salt marsh of the Palmones River estuary (Southern Spain). *Aquatic Botany* 91: 130-136.
- Pinckney, J. & R. G. Zingmark 1993. Modeling the annual production of intertidal benthic microalgae in estuarine ecosystems. *Journal of Phycology* 29:396-407.
- Poffenbarger, H. J., B. A. Needelman & J. P. Megonigal, 2011. Salinity influence on methane emissions from tidal marshes. *Wetlands* 31:831-842 doi 10.1007/s13157-011-0197-0.
- Pomeroy, L. R., 1959. Algal productivity in salt marshes of Georgia. *Limnology and Oceanography* 4:386-397.
- Pomeroy, L., W. Darley, E. Dunn, J. Gallagher, E. Haines & D. Whitney, 1981. Primary production. In Pomeroy, L. R. and R. G. Wiegert, editors. *The ecology of a salt marsh*. Springer- Verlag, New York, New York, USA: 39-67.
- Rey, J. R., J. Shaffer, R. Crossman & D. Tremain, 1990. Above-ground primary production in impounded, ditched and natural *Batis-Salicornia* marshes along the Indian River lagoon, Florida. *Wetlands* 10:151-171.
- Roman, C.T. F. C. Daiber, 1984. Aboveground and belowground primary production dynamics of two Delaware Bay tidal marshes. *Bulletin of the Torrey Botanical Club* 3:34-41.
- Scarton, F., J. W. Day & A. Rismondo, 2002. Primary production and decomposition of *Sarcocornia fruticosa* (L.) Scott and *Phragmites australis* Trin. Ex Steudel in the Po Delta, Italy. *Estuaries* 25(3): 325-336.
- Sullivan, M. J. & C. A. Moncreiff, 1988. Primary production of edaphic algal communities in a Mississippi salt marsh. *Journal of Phycology* 24:49-58.
- Sullivan M. J. & C. A. Currin, 2000. Community structure and functional dynamics of benthic microalgae in salt marshes. In M. P. Weinstein & D- A. Kreeger (ed.), *Concepts and Controversies in Tidal marsh Ecology*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht: 81-106.
- Van Raalte, C. D., I. Valiela & J. M. Teal, 1976. The effect of fertilization on the species composition of salt marsh diatoms. *Water Research* 10:1-4.
- Whalen, S. C., 2005. Biogeochemistry of methane exchange between natural wetlands and the atmosphere. *Environmental Engineering Science* 22:73-94.
- White, D. A., T. E. Weiss, J. M. Trapani & L. B. Thien, 1978. Productivity and decomposition of the dominant salt marsh plants in Louisiana. *Ecology* 59(4): 751-759.
- Whiting, G. J. & J. P. Chanton, 2001. Greenhouse carbon balance of wetlands: methane emission versus carbon sequestration. *Tellus* 53B: 521-528.
- Zedler, J. B., 1980. Algal mat productivity: comparisons in a salt marsh. *Estuaries* 3:122-131.

Protegiendo y restaurando las marismas y las praderas de fanerógamas marinas de la laguna de Venecia

Davide Tagliapietra^{1*}, Damiano Baldan², Alberto Barausse², Alessandro Buosi³, Daniele Curiel⁴, Irene Guarneri¹, Giuseppe Pessa⁵, Andrea Rismondo⁴, Adriano Sfriso³, Darío Smania², Annamaria Volpi Ghirardini³

¹ Consejo Nacional de Investigación de Italia, Instituto de Ciencias del Mar (CNR-ISMAR) Venecia, Italia

² Laboratorio de Análisis de Sistemas Medioambientales - LASA, Departamento de Ingeniería Industrial, Universidad de Padua, Italia

³ Universidad Ca' Foscari, DAIS Departamento de Ciencias Medioambientales, Informática y Estadística, Venecia, Italia

⁴ SELC Soc. Venice, Italy.

⁵ Greensea scarl, Fossalta di Portogruaro (VE), Italia

* Correo electrónico: davide.tagliapietra@ve.ismar.cnr.it

1. La laguna de Venecia

La Laguna de Venecia es uno de los ecosistemas de transición costera más grandes e importantes del Mediterráneo (Tagliapietra et al., 2009). La presencia humana ha modificado constantemente la estructura estuarina original, por lo que hoy en día la laguna se puede considerar un ecosistema antrópico que aún mantiene fuertes rasgos naturales. Se encuentra en la parte noroccidental del Mar Adriático, entre las desembocaduras actuales de los ríos Sile y Brenta, entre 45.18° y 45.57° N de latitud y 12.12° y 12.63° E de longitud (Fig. 1).

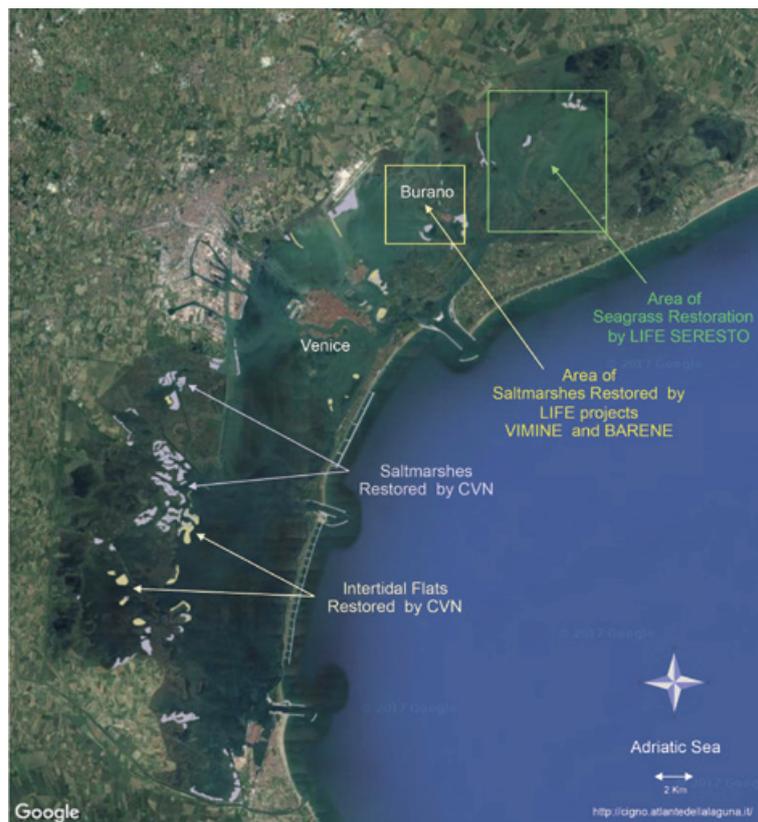


Figura 1: Mapa de la Laguna de Venecia mostrando las áreas de actuación de los distintos proyectos de restauración (del "Atlas de la Laguna", <http://cigno.atlantedellalaguna.it/>).

La laguna está conectada al mar por 3 entradas, y la separación física entre la laguna y el mar Adriático comprende 2 islas de barrera y 2 cordones litorales. La laguna tiene aproximadamente 50 km de largo y 10 km de ancho, y cubre un área de aproximadamente 540 km². De esta área, 36 km² son marismas, 30 km² son islas (excepto las islas de barrera), y el resto está cubierto por agua. La profundidad media de la columna de agua es de aproximadamente 1.2 m, con solo el 5% de la laguna a más de 5 m (Molinaroli et al., 2009). La profundidad máxima es de 47 m, en un socavón localizado a la altura de la entrada de Malamocco en el lado de la laguna. La laguna contiene alrededor de 628 millones de m³ de agua. Según Kjerfve (1994), la Laguna de Venecia se puede definir como una laguna costera "restringida". Las 3 entradas (Lido, Malamocco y Chioggia) permiten el flujo de las mareas dos veces al día: todos los días la Laguna de Venecia intercambia con el mar Adriático unos 400 millones de m³ de agua, mientras que la entrada desde el interior a través de los ríos y el subsuelo es de aproximadamente 3.7 millones de m³ (Bernstein & Montobbio, 2011). Las mareas son un factor principal en la conformación de la morfología de la laguna e impulsan el intercambio de agua, el oxígeno disuelto, la salinidad, los nutrientes y la distribución

de sedimentos. Las mareas del norte del Adriático son las más grandes del Mediterráneo. En la laguna de Venecia las mareas son mixtas, predominantemente semidiurnas y micromareales (Tagliapietra & Ghirardini, 2006) con un rango de marea medio de 61 cm y un rango intermareal de 121 cm desde el nivel mareal astronómico más alto al más bajo (calculado para 1986-2004).

La cuenca de drenaje es de aproximadamente 1850 km², 40% de los cuales es tierra aprovechada que se encuentra bajo el nivel del mar. De acuerdo con la clasificación climática Köppen-Geiger-Pohl (Geiger & Pohl, 1953), la laguna experimenta un clima subtropical húmedo con veranos calurosos (Cfa). Debido a la poca profundidad de la laguna, la temperatura del agua sigue estrictamente las tendencias estacionales de la temperatura del aire, que van desde 0° C (rara vez se congela) hasta más de 30° C. Las precipitaciones distribuidas a lo largo del año contribuyen a una entrada promedio de agua dulce de aproximadamente 35.5 m³ s⁻¹ como se registró en 1999 (Zuliani et al., 2005), con los afluentes más importantes ubicados en la cuenca norte. La entrada de agua dulce y las mareas producen un gradiente de salinidad desde marino (aprox. 37 psu) a casi agua dulce cerca de los estuarios en la cabeza de la bahía y las entradas de agua dulce. El gradiente se comprime hacia el continente, debido a la contribución de la marea preponderante que presenta un valor promedio de cerca de 30 psu. Por lo tanto, la mayor parte de la laguna se puede clasificar como mixoeuhalina/(mixo-)polihalina según el Sistema de Venecia (D'Ancona, 1959).

Debido a la singularidad y peculiaridad de sus valores culturales, que se componen de un patrimonio cultural excepcional y, sobre todo, se integran en un contexto ambiental extraordinario, "Venecia y su laguna" figuran en la Lista del Patrimonio Mundial de la UNESCO desde 1987. La Laguna de Venecia se puede considerar como un "paisaje cultural" donde, con el tiempo, el trabajo del ser humano y de la naturaleza se han entrelazado bajo la influencia de las limitaciones y oportunidades ambientales, sociales y económicas (Fig. 2). La Laguna de Venecia es uno de los sitios costeros más estudiados en el mundo, tanto ecológica como culturalmente, perteneciente a la red internacional de Investigación Ecológica a Largo Plazo (IELP). Se puede encontrar información detallada en el "Atlas de la laguna" (www.atlantedellalaguna.it).



Figura 2: El paisaje único de la laguna. Marismas alrededor de Burano (autor P. Nascimbeni).

2. Cambios durante el siglo pasado

La laguna ha experimentado cambios importantes, especialmente durante el siglo XX. Los más importantes fueron la construcción de grandes diques en las entradas al mar pero, sobre todo, la construcción progresiva de una zona industrial en tierra firme detrás de Venecia, aprovechando una gran zona de marismas. Esto culminó en la década de 1960 con la excavación de un gran canal que une la entrada de Malamocco con la zona industrial para hacer llegar buques cisterna al polo petroquímico en desarrollo. Este canal afectó en gran medida la parte central de la laguna al cambiar su hidrología y, en consecuencia, su ecología, trasladando grandes cantidades de agua de mar cerca del continente. El desequilibrio hidrológico también se ha acentuado por la reducción progresiva de las aportaciones de agua dulce provenientes de la cuenca hidrográfica, principalmente debido al uso de agua para riego. La construcción de espigones en las entradas de la laguna a principios del siglo XX también tuvo el efecto de reducir los aportes de sedimentos, tanto de origen marino como de estuario, desde el mar (D'Alpaos, 2010).

En los años 1970-1990, se calculó que la cuenca hidrográfica proporcionaba a la laguna $30\,000\text{ m}^3\text{ y}^{-1}$ de sedimentos, y se lanzaron al mar alrededor de $1\,100\,000\text{ m}^3\text{ y}^{-1}$. Más tarde, los cálculos de 2005 dieron contribuciones sin cambios para la cuenca pero una reducción en la cantidad de sedimentos que llegaba al mar de casi la mitad ($580\,000\text{ m}^3\text{ y}^{-1}$). Durante los 2 períodos, los movimientos de sedimentos en la laguna fueron casi iguales (es decir, alrededor de $2\,000\,000\text{ m}^3\text{ y}^{-1}$) (Bernstein & Montobbio, 2011).

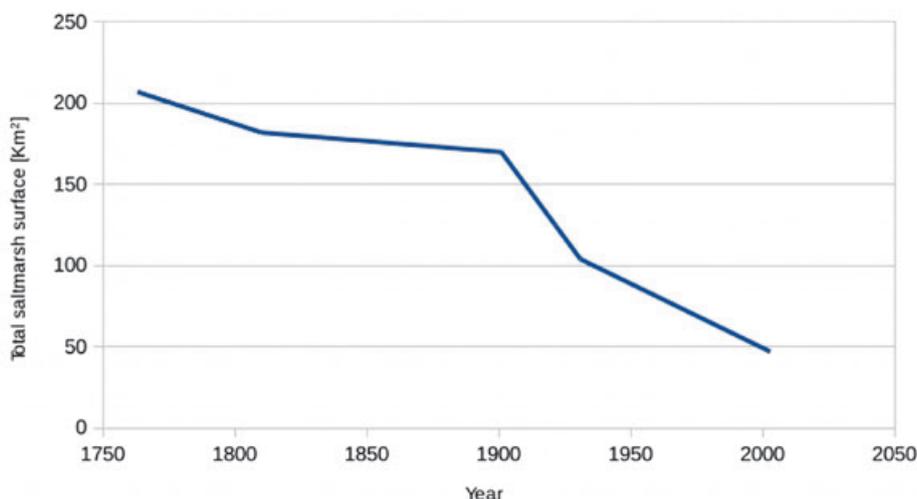


Figura 3: Superficie total de las marismas (km²) (datos de D'Alpaos, 2010).

Desde que se crearon los primeros mapas de la laguna en 1763 (D'Alpaos, 2010, Fig. 3), la superficie total de las marismas ha disminuido continuamente, y la laguna se ha profundizado progresivamente, con un fuerte aumento en el área de planos submareales a expensas de los planos intermareales, generalmente cubiertos por praderas de fanerógamas (Sarretta et al., 2010). Estos impactos son mucho más evidentes en la parte central de la laguna que en la parte sur, mientras que la laguna norte se ha mantenido más natural. Si, por un lado, el aumento de la resuspensión de sedimentos (Sfriso et al., 2005a, b) favoreció la pérdida de la fracción fina en el mar, por otro lado, se registró una fuerte erosión de los accidentes geográficos con un aplanamiento general y el rellenado de muchos canales naturales y cursos de agua. Al mismo tiempo, la carga de nutrientes de la laguna aumentó principalmente debido a la producción de fertilizantes en la zona industrial, al desarrollo de la fertilización química en la agricultura y el uso de fósforo en los

detergentes. Las entradas de fósforo y nitrógeno casi se triplicaron desde los 50 hasta los 80 (Solidoro et al., 2010), lo que llevó a una eutrofización progresiva de la laguna, que culminó con las crisis distróficas registradas entre los años 80 y 90. Los lechos de fanerógamas marinas fueron reemplazados casi por completo por macroalgas oportunistas como las Ulvaceae, Cladophoraceae, Gracilariaceae y Solieriaceae, y el fitoplancton también disminuyó (Sfriso & Facca, 2007). Más tarde, la prohibición del fósforo proveniente de detergentes, la mejora de los sistemas de alcantarillado y prácticas agrícolas en el continente y otros factores como cambios climáticos (Sfriso & Marcomini, 1996) redujeron considerablemente la producción de macroalgas y los eventos distróficos. La reducción de la cobertura de macroalgas favoreció la explosión demográfica de la almeja Japonesa (*Tapes philippinarum*), almeja no nativa introducida en la laguna en 1983 con fines económicos (Cesari & Pellizzato, 1985), que aprovechó los sedimentos y el agua aún ricos en materia orgánica y fitoplancton y de la casi completa ausencia de competidores y depredadores. El tipo de recolección de este nuevo recurso de pesca mediante dragado mecánico e hidráulico, modifica continuamente el fondo de la laguna, causando la resuspensión de sedimentos, aumento de la turbidez del agua y la pérdida de sedimentos finos (Sfriso et al., 2005a, b) con la consecuente pérdida de sedimentos hacia el mar. Las comunidades bentónicas se vieron afectadas directa e indirectamente por la turbidez del agua y las tasas de sedimentación hasta principios de este siglo, cuando la cosecha de almejas se reguló con fuerza y se establecieron concesiones de acuicultura pública, para un área total de 1870 hectáreas en 2014. La cosecha de la almeja Japonesa disminuyó desde unas 35 000-40 000 toneladas en el período 1995-2000 a unas 20 000-25 000 en 2001-2008; hubo una gran bajada a 5600 toneladas/año en 2009 y luego una disminución constante hasta unas 1700 toneladas en 2012 (Pessa et al., 2013, 2014).

3. Pérdida de hábitats prioritarios

La actividad humana durante el siglo XX ha puesto en peligro dos de los hábitats clave de la Laguna de Venecia, las marismas y las praderas de fanerógamas marinas (Fig. 4), para los cuales se han puesto en marcha programas de conservación y restauración medioambientales.



Figura 4: Praderas de fanerógamas marinas que penetran en las marismas (autor P. Nascimbeni).

3.1. Marismas (el “Barene”) (Hábitat de Eunis A2.54)

En la laguna de Venecia, las marismas parecen islas tubulares bajas y limosas que se elevan 30-40 cm por encima del nivel medio del mar. Están cubiertas con halófitas y existen gracias a un equilibrio dinámico entre la sedimentación y la erosión. Forman una banda que se extiende predominantemente desde el medio de la laguna hasta su borde continental. La periodicidad y amplitud de las mareas, en diferentes momentos de sus ciclos diarios y mensuales, determinan los períodos de inmersión y emersión y los patrones de deposición de sedimentos y, por lo tanto, la estructura de las marismas y el desarrollo de una rica red de arroyos y estanques (Fig. 5). En casi todo el Mediterráneo, el rango de mareas es muy bajo, por lo que los accidentes geográficos que generan las mareas a menudo se destruyen por la acción de las olas y otros agentes físicos. Las marismas de las mareas mediterráneas son, por lo tanto, muy raras, y esto solo sería razón suficiente para proteger este hábitat. Además, la sucesión de vegetación, que en las marismas oceánicas se desarrolla en una escala de metros, en la Laguna de Venecia se desarrolla en una escala de centímetros. Unos pocos centímetros de diferencia de altitud son suficientes para cambiar la composición de la planta y la biocenosis animal asociada con ella, ocasionando que las marismas de la Laguna de Venecia sean muy vulnerables a las variaciones en la hidrología provocadas tanto por los humanos como por el cambio climático.



Figura 5: La red hidrológica de una marisma (autor P. Nascimbeni).

Las marismas muestran heterogeneidad espacial a escala de paisaje, y su morfogénesis se genera por las acciones tanto del río como del mar. Sus características se mezclan a lo largo del gradiente tierra-mar. Las marismas fluviales son más limosas-arcillosas, mientras que las marismas marinas son arenolimosas. El contenido de carbonato es mayor en las marinas, incluso superior al 70%. Los suelos de la marisma se han formado a través de un proceso pedogenético largo que, debido al crecimiento de vegetación y aportes alóctonos, conlleva la acumulación de materia orgánica, la disolución de sal y carbonato, la oxidación de sulfuros y la acidificación progresiva. También hay marismas continentales creadas por la inmersión del suelo previamente emergido. La variación de los niveles de las mareas de acuerdo con las fases astronómicas diferencia las áreas deposicionales y las elevaciones, que a su vez afectan la permeabilidad, la oxigenación y la biogeoquímica. Por lo que dentro de la misma marisma podemos reconocer diferentes subunidades de suelo que contienen asociaciones vegetales características. Un indicador de la composición del suelo de las marismas son los diferentes óxidos de

hierro y sus colores, que cambian del rojizo de los suelos más permeables y oxigenados al gris de las áreas más tiempo sumergidas; por ejemplo, los suelos rojizos más altos pueden contener *Halimione potulacoides* y *Salicornia fruticosa*, mientras que los suelos grises de las marismas bajas comúnmente contienen *Spartina stricta* (Bonometto, 2003; Lang et al., 2006). En principio, por lo tanto, la restauración de las marismas debe estar dirigida a restaurar las condiciones que han permitido la formación de este hábitat, dando tiempo suficiente para la génesis de los suelos y el establecimiento de su compleja hidrobiología. Esto requeriría operaciones a gran escala que van desde una replanificación de la agricultura en el continente hasta la restauración de las condiciones estuarinas y la recalibración de la hidrología de la laguna. Esta sería la forma de reequilibrar las marismas, revertir el proceso de degradación y obtener un hábitat eco-fisiológicamente sano. Este proceso científico y técnico requiere estrategias a largo plazo y previsión política. En cualquier caso, debemos tener en cuenta los escenarios de aumento del nivel del mar inducidos por el cambio climático, que pueden modificar por completo nuestra visión de la laguna.

3.2. Praderas de fanerógamas marinas (hábitat Eunis A2.61)

Las fanerógamas marinas son plantas vasculares que llevan a cabo todo su ciclo de vida sumergidas en aguas marinas o salobres. El éxito de estas plantas en ambientes lagunares se debe a la evolución de diversas adaptaciones fisiológicas y morfológicas que van desde la resistencia a condiciones salinas y una inmersión constante, hasta el desarrollo de un sistema de raíces basado en rizomas horizontales que les confiere una cierta resistencia al oleaje, y a la polinización y diseminación hidrofílica. En lagunas prístinas o en buen estado, las praderas de fanerógamas pueden formar poblaciones extensas o incluso prados sumergidos (Orfanidis et al., 2003; Viaroli et al., 2008). Las fanerógamas marinas y salobres se incluyen entre las especies protegidas a nivel internacional y nacional, como se manifiesta en varios convenios (Convenio de Berna 23/06/1979 y Convenio SPAMI-Barcelona 1995). Las fanerógamas marinas también se incluyen entre las especies de mayor atención en el Plan de Acción para la Conservación de la Vegetación Marina en el Mar Mediterráneo (CAR/AEP-Centro de Actividad Regional para Áreas Especialmente Protegidas), y la Directiva Marco del Agua (UE 2000/60) les concede la máxima importancia como indicadores de buen estado ecológico.

Los prados tienen una fuerte acción estabilizadora del fondo, atrapando sedimentos, y un papel clave en la oxigenación del agua, la eliminación de nutrientes y la retención de CO₂ porque, a diferencia de la mayoría de las macroalgas, las fanerógamas marinas son especies perennes. Se calculó que el CO₂ atrapado por las praderas de fanerógamas en la Laguna de Venecia, basado en la extensión que tenían en 2003, es aproximadamente de 40 000 toneladas (Sfriso & Facca, 2007). Además, se calcula que al menos el doble de esta cantidad está atrapada en los organismos calcáreos que viven en los prados (pequeñas macroalgas calcáreas y gusanos, gasterópodos y bivalvos). Las praderas forman una estructura tridimensional que alberga una comunidad rica y diversificada, que contribuye significativamente a la red trófica de la laguna y es un vivero óptimo para muchas especies de peces marinos e invertebrados. Por lo tanto, las praderas también son extremadamente importantes para la pesca y representan un área de alimentación para las aves acuáticas. Las praderas de fanerógamas marinas son muy susceptibles a una serie de factores de perturbación (Tabla 1), como la turbidez del agua causada por sólidos en suspensión o el crecimiento excesivo de fitoplancton, que reduce el suministro de luz necesaria para la fotosíntesis. Los sólidos en suspensión también pueden depositarse en las hojas, sofocando las plantas. Los nutrientes desencadenan la producción de macroalgas tioritrófilas, como Ulvaceae y Cladophoraceae, lo que produce una gran competencia por la luz y el espacio y provoca crisis distróficas. Las praderas de fanerógamas favorecen la sedimentación, estabilizan los sedimentos y atrapan la materia orgánica, por lo que su pérdida acarrea una mayor erosión del fondo (Sfriso et al., 2005a) (Fig. 6).



Figura 6: El borde entre una pradera de fanerógamas y sedimentos fangosos con *Ulva* sp. (autor SELC).

Código	Descripción
F02.02	Pesca activa profesional
F02.02.05	Pesca activa profesional con dragado bentónico
F01.03	Acuicultura marina y de agua dulce de cultivos de fondo
G05.02	Abrasión superficial / daño mecánico de la superficie del fondo marino
H03	Contaminación de aguas salobres y marinas
I01	Especies no nativas invasoras (animales y vegetales)
J02.02.02	Eliminación de sedimentos (por dragado marino y estuarios)
J02.05.01	Modificación del flujo del agua (mareal y corrientes marinas)
J02.05.06	Cambios en la exposición al oleaje
J02.12.01	Acciones de protección de la costa (barreras mareales)
J02.11	Cambios en las tasas de colmatación y de vertido de sedimentos dragados

Tabla 1: Factores de presión y perturbación que actúan sobre las praderas de fanerógamas marinas, identificados y codificados durante las actividades de la Medio Ambiente DG y la Agencia Europea del Medio Ambiente sobre la aplicación de las Directivas Europeas Hábitat (92/43/CEE) y Hábitat de Aves (2009/147/CE) (Curiel et al., 2014).

En la laguna de Venecia, se encuentran 3 praderas de macrófitos sumergidos, *Cymodocea nodosa*, *Zostera marina* y *Z. noltei*. Además, 2 plantas acuáticas, *Ruppia maritima* y *R. cirrhosa*, colonizan las áreas más confinadas. En general, todas estas especies se encuentran a lo largo del gradiente estuarino desde las zonas con más influencia marina hasta las zonas más confinadas, pero dentro de las lagunas se encuentran muchos microhábitats, donde se encuentran diferentes especies. *Cymodocea nodosa* es una especie subtropical que coloniza áreas con alta salinidad y sedimentos gruesos. Esta especie se ve afectada por una marcada estacionalidad vinculada a las variaciones de temperatura del agua, por lo que su follaje se reduce en gran medida en invierno. Vive principalmente en las áreas más cercanas a las ensenadas del mar sobre sustratos areno-limosos. En la laguna, sin embargo, esta planta está más

desarrollada que en otras partes del mar Mediterráneo, alcanzando una altura de 1.5 m, probablemente debido a las aguas ricas en nutrientes. *Zostera marina* vive en sedimentos limosos con poca arcilla y tiene hojas que pueden alcanzar 1.3 m de largo y 5-6 mm de ancho. Forma densas poblaciones que viven en aguas poco profundas; cuando baja la marea, las hojas a menudo flotan en la superficie del agua. *Zostera noltei* es una especie característica de las áreas más internas con sedimentos predominantemente limosos, bajo nivel de agua y planos fangosos que emergen durante la marea baja. Los brotes tienen una forma similar a la de *Zostera marina* pero son más pequeños, de hasta 0.6 m de alto y solo 0.7-1.5 mm de ancho. *Zostera marina* y *Z. noltei* crecen durante todo el año, pero más rápidamente durante la primavera. En áreas confinadas donde el agua se puede congelar, pueden perder sus hojas y dejar de crecer en invierno. En los años cálidos, pueden reducir significativamente su crecimiento también en verano. *Ruppia cirrhosa* y en su mayoría *R. maritima* tienen una distribución limitada en las áreas salobres de la laguna interior. Esta última vive solo en los pequeños estanques dentro de las marismas (Sfriso, 2010).

Hay indicios de un recubrimiento muy grande o casi total del fondo de la laguna hasta principios de 1900, según evidencias anecdóticas e informes científicos cualitativos. Algunos datos sobre áreas limitadas provienen de fotografías aéreas de la Segunda Guerra Mundial. Sfriso (1987) revela las primeras indicaciones de una reducción muy rápida de las praderas de fanerógamas marinas. Su reducción, especialmente en las áreas caracterizadas por baja renovación del agua, fue máxima durante el período de gran proliferación de algas entre los años 70 y 80 (Sfriso et al., 1987), aunque el primer mapeo de las praderas de fanerógamas marinas data de 1990 (Caniglia et al., 1992). Posteriormente se realizaron otros mapas en 2002, 2004 y 2010. La comparación de los mapas (Curiel et al., 2014, Tabla 2) muestra una pequeña regresión entre 1990 y 2002, mientras que entre 2002 y 2004 se registró una pérdida más amplia, particularmente de *Zostera marina* y principalmente de *Z. noltei*, que fueron reemplazadas por macroalgas, especialmente en la parte central y norte de la laguna.

	1990 (ha)	2002 (ha)	2004 (ha)	2010 (ha)
Monoespecífica <i>Cymodocea nodosa</i>	391	1.777	1.714	2.276
Monoespecífica <i>Zostera marina</i>	266	2.195	1.130	1.404
Monoespecífica <i>Zostera noltei</i>	1.436	70	21	57
Mixto <i>Z. noltei</i> + <i>C. nodosa</i>	2.157	220	75	21
Mixto <i>Z. noltei</i> + <i>Z. marina</i>	692	825	527	27
Mixto <i>Z. marina</i> + <i>C. nodosa</i>	23	141	69	12
Mixto <i>Z. noltei</i> + <i>Z. marina</i> + <i>C. nodosa</i>	528	203	136	11
Total	5.493	5.431	3.672	3.808

Tabla 2: Recubrimiento de las praderas de fanerógamas marinas analizadas en 1990, 2002, 2004 y 2010 (Curiel et al., 2014).

Las principales causas que llevaron a la desaparición de *Z. marina* en la parte norte fueron el aumento de macroalgas tionitrofilicas, la pérdida de hábitats y el aumento de la turbidez del agua (Sfriso & Facca, 2007). Además, las condiciones climáticas de 2002, un año con elevada precipitación, y de 2003, un año muy caluroso, fueron anómalas y desencadenaron grandes floraciones de fitoplancton, que afectaron a las poblaciones residuales de las praderas de fanerógamas. En los años siguientes, entre 2004 y 2010, se observó un reclutamiento modesto de fanerógamas (3808 ha, aproximadamente un 12% de los fondos de la laguna investigados) (Provincia di Venezia, 2014; Rismondo et al., 2005; Sfriso et al., 2009).

4. Diferentes escalas de intervención

La idea de una política de cuenca (no extendida aún al continente) estaba contenida en la “Ley especial para Venecia” (Ley del gobierno italiano 171, 1973). La restauración ambiental en Venecia también entra dentro de la ley italiana, ya que “la preservación de Venecia y su laguna se declara un problema de interés nacional supremo”. Después de la gran inundación de 1966, en 1973 se emitió una ley especial para la protección de Venecia y su laguna de las inundaciones. En 1984 se definieron los criterios generales que incluyen “estudios, proyectos, experimentos y trabajos para el equilibrio hidrogeológico de la laguna, para detener e invertir la degradación de la cuenca”.

El Estado italiano encomendó a un consorcio de empresas italianas (Consorzio Venezia Nuova, CVN) las obras para la protección de Venecia y la laguna bajo la jurisdicción del estado italiano y como única concesionaria de la Autoridad del Agua de Venecia (Magistrato alle Acque di Venezia, ahora Provveditorato Interregionale per le Opere Pubbliche del Triveneto). Su trabajo principal fue el diseño y la construcción de compuertas móviles en las entradas de mar de la laguna conocidas como MOSE (acrónimo de *MOdulo Sperimentale Elettromeccanico*); sin embargo, en 1992 se especificó que los trabajos en las compuertas estarían subordinados al reequilibrio hidrogeológico de la laguna. En 2005, la Comisión Europea emitió al gobierno italiano un procedimiento por infracción debido a los impactos de MOSE en relación con la Directiva de Aves 79/409 y la Directiva Hábitats 92/43 (procedimiento por infracción 2003/4762). Como consecuencia, en 2007-2011, la Autoridad del Agua de Venecia estableció un plan para la compensación, conservación y recalificación de los Sitios venecianos de Importancia Comunitaria IT3250003, IT3250023, IT3250030 e IT3250031, y el Área de protección especial IT3250046. Las medidas compensatorias incluyen, entre otras, la reconstrucción de marismas y planicies mareales, y el trasplante de fanerógamas marinas.

El financiamiento estatal para la restauración ambiental de la laguna será mucho más limitado en un futuro. Por lo tanto, el gobierno regional local y la Autoridad del Agua de Venecia tendrán que buscar proyectos más específicos que se centren en el concepto de cuidado y mantenimiento constantes, en lugar de intervenciones de emergencia, para fomentar procesos ecológicos que naturalmente preservan y restauran hábitats. Se podría buscar financiación a nivel regional y europeo, pero se debe enfatizar la autosostenibilidad económica de las acciones a lo largo del tiempo.

Esta situación motiva la búsqueda de soluciones novedosas, permitiendo que científicos de universidades e institutos de investigación, cooperativas y empresas locales interactúen con las autoridades venecianas en la elaboración e implementación de proyectos específicos. En este sentido, durante la última década, la Laguna de Venecia ha tenido éxito en la obtención de fondos del programa LIFE (Fig. 1). A través de este programa, la Unión Europea financia proyectos ambientales y de protección de la naturaleza destinados a mejorar la conservación de especies y hábitats en peligro de extinción. El objetivo del programa LIFE es contribuir a la implementación de las Directivas de Aves y Hábitats y al establecimiento de la red Natura 2000 de áreas protegidas. Sin embargo, para tener éxito, estos proyectos piloto que persiguen el objetivo de la UE de detener la pérdida de biodiversidad deben buscar formas de sostenibilidad a medio o largo plazo con la participación de las autoridades locales y las partes interesadas.

5. Restauración de las marismas a gran escala

Durante el siglo pasado, la erosión, la redistribución y la exportación al mar de sedimentos de la laguna han producido una pérdida de diversidad geomorfológica. Los objetivos de la restauración a gran escala, inspirados por la Ley especial de Venecia, fueron alentar un reequilibrio de las funciones ambientales hidrológicas y ecológicas de la laguna a través de una recuperación geomorfológica. Estos trabajos fueron confiados por el gobierno italiano y la Autoridad del Agua de Venecia al CVN como parte del programa de protección. Los trabajos de restauración se han incluido en un marco general que abarca desde la excavación de canales hasta la reconstrucción de llanuras intermareales y marismas, pasando por la renaturalización de áreas de lagunas recuperadas para la construcción de la zona industrial, e incluyendo intervenciones en fondos submareales para reducir el estrés de cizallamiento de las olas y aumentar la consolidación a través del trasplante de fanerógamas marinas. Por lo tanto, es un amplio plan de trabajos del cual la restauración de las marismas es solo una parte, aunque sustancial (Fig. 1).

Los resultados son significativos: en los últimos 25 años, se han restaurado o construido 106 marismas con un área total de 11 km², esto representa el 27% de las marismas naturales existentes y el 30% si se consideran las erosionadas desde 1930 hasta el presente. Además, se construyeron 18 planos mareales (representando una superficie total de 2 km²) (Volpe, 2012).

La restauración ambiental de las marismas involucra aspectos técnicos, ambientales, económicos y estéticos, que se aplican a través de soluciones modulares de ingeniería de protección, contención y consolidación, diseñadas considerando principios ecológicos que incorporan conocimientos vegetales, pedológicos y faunísticos para la restauración de biotopos. Las actuaciones se basaron en análisis históricos de los cambios morfológicos ocurridos en el siglo pasado y en los estudios de optimización hidráulica. Las actuaciones de restauración de las marismas incluyeron la reconstrucción de las partes que habían sido erosionadas, la protección de los bordes erosionados, la elevación de marismas bajas y la construcción de nuevas marismas (Nascimbeni, 2007).

Uno de los principios de la restauración ambiental geomorfológica en la laguna es la reutilización de los sedimentos de la laguna. El segundo es no construir nuevas estructuras morfológicas supramareales (es decir, islas e islotes) restando “espacios de agua” a la laguna. Por lo tanto, los sedimentos resultantes del dragado de los canales de la laguna se utilizaron como un recurso valioso. Las obras iniciadas en 1988 se destinaron principalmente a la reutilización de los sedimentos dentro de la laguna, para crear estructuras que imitaban las marismas y las llanuras intermareales. En una etapa posterior, el trabajo se centró en la ecología de la laguna a través de la mejora de las funciones morfodinámicas y el aumento de la biodiversidad y la resiliencia del sistema, lo que contribuye a una renaturalización general del sistema (Nascimbeni, 2007).

La gestión de los sedimentos en la Laguna de Venecia no es sencilla, y su uso se rige por la ley L.360/1991 y el siguiente “Memorándum de entendimiento” de 1993 “Criterios de seguridad ambiental para la excavación y reutilización de lodos extraídos de los canales de Venecia “. El memorándum clasifica los sedimentos en 4 clases (A, B, C y sobre C; Tab. 3), de acuerdo con un nivel creciente de contaminación, y subdivide los sedimentos lagunares en función de la reutilización para la recuperación y la reconstrucción morfológicas, con el fin de evitar o limitar los impactos ambientales.

Clase	Uso permitido
A	Restauración de zonas con contacto directo o indirecto de los sedimentos con las aguas de la laguna
B	Sedimentos que se pueden utilizar en zonas donde no entren en contacto con el agua circulante
C	Los sedimentos se pueden utilizar en la restauración de islas no sumergidas y aisladas por cimientos profundos
Por encima de C	si no se consideran residuos tóxicos, los sedimentos se pueden utilizar fuera de la laguna rodeados por barreras impermeables

Tabla 3: Clases de sedimentos y la reutilización permitida para la recuperación morfológica y la reconstrucción (Ministero dell'Ambiente, 1993).

Por lo tanto, las “nuevas marismas” se pueden construir utilizando sedimentos de clase A (Ufficio di Piano, 2010). Según esta clasificación, la mayoría de los sedimentos superficiales de la laguna pertenece a la clase B (Castellani & Barbanti, 2010). De ello se deduce que, si no se adopta un nuevo esquema de clasificación, el uso de sedimentos de la laguna se reducirá en gran medida, lo que generará costos adicionales para las actividades de restauración. La comunidad científica ha profundizado su investigación sobre la geoespeciación química y la fracción biodisponible de especies químicas que pueden ejercer efectos tóxicos sobre los organismos. Resultó que las clases del Memorándum de entendimiento, basadas únicamente en la concentración química, no son adecuadas para representar la ecotoxicidad real del sedimento. El concepto “one out all out” subyacente a la clasificación de sedimentos según el Memorándum de entendimiento debe ser necesariamente superado, y las directrices de las Directivas Europeas (por ejemplo, REACH) y de los decretos italianos para la clasificación del estado de los cuerpos de agua superficiales (DIs 152/2006, DM 260/2010), señalando la importancia de considerar una amplia gama de contaminantes, incluidos los de nueva generación. La revisión del Memorándum de entendimiento se está debatiendo actualmente, pero parece claro que conducirá al cambio del enfoque químico clásico en favor de un enfoque químico-ecotoxicológico integrado. La evaluación ecotoxicológica debe basarse en la elección de puntos finales adecuados aptos para la protección del peculiar ambiente estuarino y su biota (Losso & Volpi Ghirardini, 2010; Losso et al., 2010). Como consecuencia, por un lado, se puede reconsiderar una parte considerable de los sedimentos de clase B para la restauración ambiental (Castellani & Barbanti, 2010), mientras que por otro lado, se podrían evidenciar otros puntos críticos de toxicidad no revelados anteriormente (Losso et al., 2010; Picone et al., 2016). Este nuevo enfoque más articulado que está en sinergia y complementariedad con aspectos ecotoxicológicos es la base de las propuestas de nuevos criterios de clasificación y gestión de los sedimentos de la laguna (Corami et al., 2014; Losso et al., 2010; Picone et al., 2016).

Así, se obtuvieron 19.5 millones m³ de sedimentos adecuados para la restauración de marismas a partir de la excavación de aproximadamente 200 km de canales de la laguna necesarios para restaurar la circulación del agua y permitir la navegación (Bernstein & Zonta, 2010; Volpe, 2012). Teniendo en cuenta los volúmenes y las superficies de las actuaciones, se adoptaron técnicas de ingeniería muy pragmáticas. La técnica de construcción de este tipo de marismas consiste esencialmente en crear una barrera de contención a lo largo del perímetro diseñado y luego bombear dentro barro fluidizado hasta la altura deseada. Sin embargo, el pragmatismo en la construcción no implica un diseño simplista. Por el contrario, la necesidad de adaptarse a las morfologías y contextos heterogeneos de de la laguna ha llevado al desarrollo de un enfoque modular y la experimentación de varias estructuras de módulos, a menudo utilizadas de manera combinada. Estos módulos se utilizan principalmente a modo de barreras, ya sean parte de una barrera de contención o destinadas a proteger los bordes de las marismas, o con una función de rompeolas en los bancos de arena. Dependiendo de las características específicas de los aspectos a proteger (morfología, vegetación, exposición a agentes físicos), los módulos utilizados difieren en diseño,

composición de materiales y esquemas de configuración. Los principales tipos de módulos son: pilas de madera, fajinas de maleza, bolsas, rollos y colchones hechos y rellenos con diferentes materiales (*burghe* y *buzzoni*), como fibras poliméricas, fibras naturales, piedras, maleza y conchas.

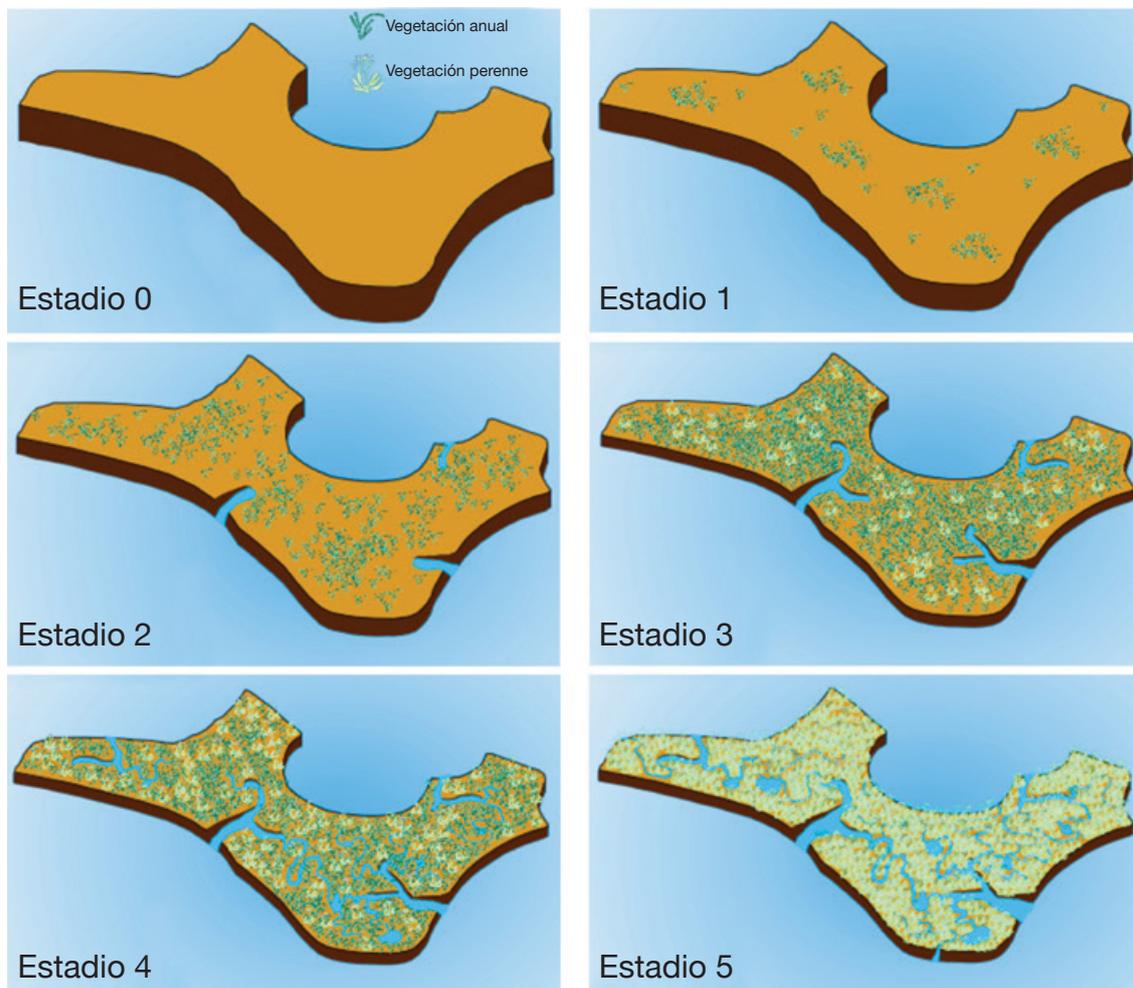
Hasta 1998, se construyeron las barreras con postes de madera dispuestos de manera irregular. El uso de postes de madera fue requerido por la Superintendencia del Patrimonio Arquitectónico y Paisajístico de Venecia y su Laguna (Soprintendenza ai Beni architettonici e Paesaggistici por Venezia e Laguna). La limitación del uso de madera restringía el diseño de las barreras, que a menudo resultaban inadecuadas para la protección de los bordes de las marismas y, a veces, difíciles de integrar en el paisaje. De hecho, el uso de postes de madera ha causado algunos problemas de durabilidad, ya que estos postes son atacados rápidamente por organismos xilófagos marinos, que son extremadamente activos en la laguna. La huella ecológica y el impacto sobre las posibles estructuras arqueológicas subyacentes es otro aspecto que debe considerarse cuidadosamente al usar postes de madera. También puede haber problemas de seguridad para la navegación, ya que una vez que se rompen, los restos de madera flotan en la laguna. Según estas consideraciones, se autorizó el uso de rollos y colchones inicialmente en 1998. Al principio, los rollos y los colchones estaban hechos de malla de alambre doble, y eran muy efectivos para amortiguar las olas inducidas por los botes. Desde el año 2000, también se han probado cables y módulos de poliéster con diferentes grados de degradabilidad. Estos cables y módulos están hechos de rejillas tejidas de fibra natural y están rellenos de diversos materiales, como madera, fibras de coco, mezclas de tierra, matorros de halófitos y fajinas de caña. Teniendo en cuenta su eficacia en la amortiguación de la energía de las olas, los colchones hechos de rejillas de poliéster se han utilizado a lo largo de los canales de la laguna que sufren un intenso tráfico de embarcaciones y en áreas sujetas a oleaje. Las estructuras modulares hechas de materiales naturales biodegradables son efectivas en áreas protegidas con poco oleaje (Nascimbeni, 2007). Se implementaron líneas de pilas de madera y fajinas de maleza a lo largo de algunos bordes de marismas para atrapar sedimentos, pero con resultados cuestionables. El nuevo sustrato de las marismas reconstruidas no puede tener esa estructura estratificada dada por la deposición de las mareas y la vegetación típica de las marismas naturales, incluso cuando se bombea el fango en lechadas sucesivas. Sin embargo, de forma similar a lo que sucede en una llanura inundada por el mar, las marismas reconstruidas experimentan un proceso de maduración que, al cabo de muchos años, las hace parecer naturales.

Figura 7 muestra las 6 etapas evolutivas que se han identificado, cada una con sus propias características en relación con la edad de las marismas reconstruidas (Patassini & Magro, 2016, basado en estudios de CVN).

6. Las marismas de Life Natura 1999 en Palude dei Laghi

De 1999 a 2002 se llevó a cabo un proyecto LIFE (LIFE NATURA 1999 “Barene: protezione e recupero con tecniche di ingegneria naturalistica”), orientado a la protección y el redesarrollo de una zona piloto limitada de la cuenca norte de la Laguna de Venecia con técnicas tradicionales y nuevos conceptos experimentados en Venecia y en el Mar de Wadden (Baja Sajonia, Alemania). Los socios principales del proyecto fueron la Autoridad del Agua de Venecia, la Ciudad de Venecia, el Centro de Investigación Costera, el Ministerio del Medio Ambiente de la Baja Sajonia, la Universidad Técnica de Berlín (DE) y el Consorzio Venezia Nuova.

Las técnicas consistieron en colocar rollos de piedra (*burghe*) y rollos biodegradables (*buzzoni*) cerca de



Estadio	Tiempo (años)	Cota snm (cm)	Vegetación	Recubrimiento superficie	Canales	% superficie ocupada por canales	Aves nidificantes
0 (finalización de las actuaciones)	> 0.17	+70 / +100	inexistente	-	inexistentes	-	inexistentes
1 (Compactación)	0.17 - 1	+60 / +70	<i>Salicornia</i> spp.	disperso	inexistentes	-	<i>Charadrius alexandrinus</i> , <i>Sterna albifrons</i> , <i>Haematopus ostralegus</i> , <i>Larus michahellis</i>
2 (Compactación / colonización)	1 - 3	+45 cm	<i>Salicornia</i> , <i>Sarcocornia</i>	aprox. 50%	empiezan a formarse	no más del 5%	Las mismas que en el estadio anterior
3 (Colonización)	3 - 6	+30 cm	<i>Sarcocornia fruticosa</i> , <i>Limonium narbonense</i> , <i>Halimione portulacoides</i>	aprox. 90%	en desarrollo	5 - 10%	Entre las especies presentes se puede encontrar <i>Tringa totanus</i>
4 (Colonización)	6 - 10		40-90% perennes (asociaciones con <i>Sarcocornia</i> y <i>Halimione portulacoides</i>)	Recubrimiento total	canales bien definidos y lagunas	10 - 15 %	<i>Tringa totanus</i> , <i>Haematopus ostralegus</i> , <i>Charadrius alexandrinus</i> , <i>Himantopus himantopus</i> , <i>Recurvirostra avosetta</i>
5 (Estabilidad)	> 10		Halófitas perennes		red de canales, arroyos y lagunas morfológicamente bien desarrollada	15 - 25%	Las mismas que en el estadio anterior

Figura 7: Las 6 etapas que resumen la evolución de una marisma artificial y las características principales relacionadas, elevación sobre el nivel medio del mar, tipo de vegetación y recubrimiento, formación de riachuelos y principales especies de aves que anidan (autora Irene Guarneri).

los bordes de las marismas, en áreas menos expuestas a la erosión. Los rollos de piedra son elementos cilíndricos modulares hechos de una rejilla de alta resistencia llena de guijarros o arena y colocados a una corta distancia del borde de la marisma para contrarrestar la erosión. Los rollos biodegradables son elementos cilíndricos modulares hechos de telas de diferentes grados de degradación y rellenos de material natural como virutas de madera, tierra vegetal, fibras de coco e incluso tapetes de *Spartina stricta*. Ha habido un uso extensivo de fajas de maleza para retener sedimentos en las áreas más internas del Palude dei Laghi (para técnicas, ver Nascimbeni, 2007). Además de las fajas, para promover la sedimentación, también se probaron “algas” artificiales (es decir, extensiones de polipropileno flotantes). El objetivo era frenar las corrientes de agua e interceptar los sedimentos suspendidos que se depositan en el fondo. Sin embargo, esta técnica fue descartada, ya que introduce elementos artificiales en el medio ambiente sin resultados importantes.

Un aspecto interesante del proyecto fue el trasplante de fanerógamas en las marismas de la Laguna de Venecia: se instaló un vivero de fanerógamas y un invernadero en un islote de la laguna, Isola dei Laghi, ubicado al norte de Burano, para almacenar y obtener las plantas requeridas.

El vivero estaba equipado para la producción de fanerógamas y para la recuperación de matas separadas de las marismas naturales debido a las olas inducidas por las embarcaciones que, junto con las corrientes, causan erosión en la base de los bordes de las marismas. Las especies con más éxito, tanto en el cultivo como en la replantación, fueron las Graminae *Puccinellia palustris* y *Spartina maritima*.

Los trasplantes se optimizaron en función del sustrato eligiendo diferentes tipos de envases vegetales. Las plantas se transplantaron utilizando una serie de métodos (tapetes, colchones, cestitas de coco), se preparó el suelo mediante rastreo y a veces se añadió arena cerca de los trasplantes para favorecer la colonización de las áreas adyacentes.

Este proyecto también involucró a los pescadores locales que trabajaban en el mantenimiento de las marismas cuando no se dedicaban a la pesca. El proyecto demostró que las técnicas y el enfoque a pequeña escala utilizado son válidos; sin embargo, fue suspendido debido a la falta de fondos.

7. Bioingeniería del suelo en las marismas Life Vimine

LIFE VIMINE (2013-2017) fue un proyecto demostrativo realizado en la parte norte de la laguna de Venecia cuyo objetivo era definir y probar un “enfoque integrado” para proteger a las marismas más internas de la erosión (Barausse et al., 2015). Estas marismas, ubicadas lejos de grandes canales, están rodeadas por aguas muy someras (algunas decenas de centímetros), pero aún sufren erosión; por lo tanto, se necesitan técnicas de conservación específicas. Las marismas más internas se encuentran entre los hábitats de marismas más naturales de la laguna, y las marismas reconstruidas no pueden sustituirlas, ya que difieren en la estructura del suelo (y, a veces, en la elevación), fauna, morfología y plasticidad del borde (Bonometto, 2003). VIMINE partía de que las marismas deberían protegerse como un sistema: proteger un tramo de marisma también significa proteger otros hábitats que se benefician de su función de rompeolas, como otras marismas, esteros o fondos de lagunas. Por esta razón, no se realizaron grandes obras de protección, sino más bien numerosas actuaciones pequeñas y espacialmente difusas en tramos estratégicos seleccionados para lograr la “prevención” de la erosión.



Figura 8: barrera de fajina durante la marea baja (autor C. Ferrari).

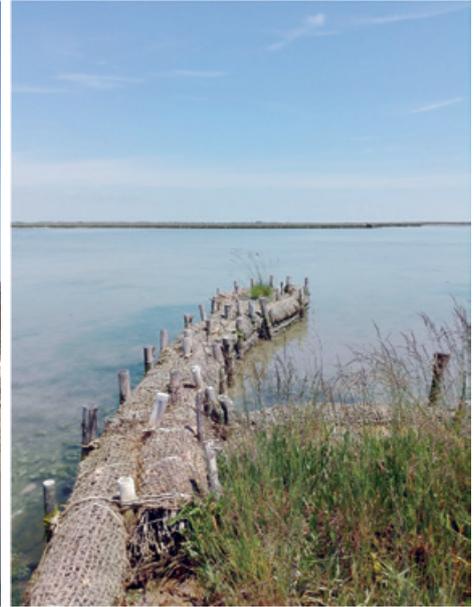


Figura 9: Un espigón (autor C. Ferrari).



Figura 10: Bombeo de sedimentos (autor SELC).



Figura 11: Barro bombeado cubierto por vegetación transplantada y marisma natural (autor SELC).

La conservación de la marisma se logró a través de soluciones basadas en la naturaleza o técnicas de bioingeniería del suelo, que utilizan materiales biodegradables y naturales (plantas vivas, madera, sedimentos) y aprovechan los procesos naturales como la capacidad de las plantas para consolidar el suelo, enriquecerlo con carbono y hacerlo crecer, y atrapar sedimentos suspendidos. El módulo de protección básica era una fajina de maleza (Fig. 8 y 9) con una longitud de aproximadamente 2 m y un diámetro de 35-40 cm, a veces envuelto en una red de coco, y atado con cordones vegetales (por ejemplo, sisal) o alambre de hierro, todos materiales biodegradables o de degradación rápida. Las fajinas se utilizaron para construir protecciones específicas, diseñadas en función de la morfología local y su tendencia evolutiva. La protección más común fue la barrera de fajina (desde 2 m hasta decenas de metros): las fajinas, colocadas en 2 o 3 líneas superpuestas que se pegan al borde de la marisma, están ancladas a postes de madera plantados en el fondo de la laguna. La barrera protege el borde de la marisma y favorece la sedimentación sin bloquear el intercambio de agua. Para aumentar la durabilidad de la fajina, los espacios pequeños entre las fajinas y el borde de la marisma se llenan con sedimentos, tomados manualmente de los esteros cercanos o, si se necesitan grandes cantidades, usando una pequeña bomba.

Estos sedimentos son similares a los de las marismas cercanas y reducen los costos e impactos de las obras. El bombeo de sedimentos detrás de las fajinas también se usó para reconstruir los bordes de las marismas completamente erosionados o para rellenar marismas internas que pierden altura (Fig. 10 y 11).

La pequeña escala de las actuaciones (desde unos pocos metros cuadrados hasta alrededor de cien) fue esencial para recrear cuidadosamente la elevación adecuada del suelo para favorecer el crecimiento de halófitos, que colonizan rápidamente el nuevo sedimento, fortaleciéndolo y haciéndolo acrecerse a una velocidad comparable a la del aumento del nivel del mar local (Sarretta et al., 2010). El objetivo general era, por lo tanto, recrear las defensas naturales de las marismas contra la erosión lateral y vertical y restaurar al mismo tiempo pequeñas superficies de hábitat. Las fajinas también se usaron para construir barreras de viento (2.5-25 m) colocadas a 10-15 m del borde de la marisma y cruzando la dirección dominante del viento, y espigones, que se extienden desde el borde de las marismas aproximadamente 1.5-9 m, con el doble objetivo de ralentizar las corrientes y amortiguar las olas.

La elección de materiales biodegradables y tecnologías blandas está en línea con la naturaleza plástica de la marisma y la reversibilidad requerida por la Ley especial de Venecia, aunque estas soluciones no pueden aplicarse a lo largo de canales de tráfico pesado, que exigen protecciones más resistentes (Bonometto, 2003; Barausse et al., 2015). Las protecciones pequeñas, difusas y biodegradables, principalmente creadas a través del trabajo semi manual y utilizando embarcaciones pequeñas y medios mecánicos, minimizan los impactos ambientales y paisajísticos en las marismas más internas así como los costes, y son adecuadas para contrarrestar una erosión espacial difusa centrándose en puntos críticos.

Se necesita una supervisión y un mantenimiento periódicos de los materiales biodegradables para identificar y reparar rápidamente las protecciones dañadas, y la supervisión también es clave para detectar y proteger rápidamente los nuevos puntos erosionados y prevenir la erosión. Dicha vigilancia fue llevada a cabo por trabajadores que patrullaban regularmente la laguna, pero se hizo más eficiente y sostenible gracias a la participación de las comunidades locales, una piedra angular del “enfoque integrado”. En VIMINE las fajinas se ensamblaron y las obras de protección fueron construidas, controladas y mantenidas por los trabajadores locales, como los pescadores de la isla de Burano. La elección de los trabajadores locales tiene sus ventajas: navegan eficientemente por la laguna poco profunda y laberíntica del norte, que conocen bien; pueden supervisar constantemente las marismas durante sus actividades diarias de pesca, informando con prontitud de las necesidades de mantenimiento; y la contratación de trabajadores locales permite crear conciencia indirectamente sobre el problema de la erosión y el valor de las marismas entre las comunidades locales, así como crear empleos locales. Trabajar para proteger su propio territorio puede ser una razón por la que las comunidades locales permanezcan en la laguna, que se está despoblando, y redescubran el valor de sus hábitats naturales: VIMINE aborda así la cuestión de la erosión de la marisma junto con la “erosión” de las comunidades de la laguna, para demostrar que la conservación y el desarrollo local sostenible pueden reforzarse mutuamente. Esta es la razón por la cual VIMINE implementó actividades de participación más amplias, promovió negocios locales dependientes de la conservación de la marisma como el ecoturismo, y creó una pequeña cadena de suministros de madera para construir fajinas, que también fue una fuente de empleos locales sostenibles (Barausse et al., 2015). Se llevó a cabo una evaluación de los costos y beneficios de la conservación de las marismas a través de un enfoque integrado como una herramienta de apoyo a la toma de decisiones para que las entidades públicas planifiquen inversiones en mantenimiento de marismas; los resultados indicaron que el coste de prevenir la erosión a través de la bioingeniería del suelo se ve compensado por el valor de los empleos creados y de los servicios ecosistémicos salvaguardados (Barausse et al., 2015).

8. Trasplantes de praderas de fanerógamas marinas

En los últimos 25 años, varias autoridades de la laguna han llevado a cabo trasplantes de praderas de fanerógamas marinas tanto para experimentos técnicos como para una restauración ambiental adecuada.

En 1992-1997 la ciudad de Venecia condujo una serie de experimentos a pequeña escala (parcela de 4-5 m²) de trasplantes de fanerógamas en la cuenca central y sur de la laguna que permitieron la identificación de los requisitos edáficos e hidrológicos de las especies de fanerógamas que viven en la laguna (*Zostera marina*, *Z. noltei* y *Cymodocea nodosa*). Estos experimentos proporcionaron los antecedentes necesarios para aplicar y adaptar a la laguna las diversas técnicas de trasplante estudiadas en la literatura, como el trasplante de rizoma y el trasplante de tapetes.

La Autoridad del Agua de Venecia realizó varios trabajos de restauración a través del trasplante de fanerógamas marinas. Considerando la extensión de algunos trabajos, además de la técnica de trasplante manual (Fig. 12-14), también se experimentaron y aplicaron técnicas de trasplante mecanizado (Fig. 15).



Figura 12: Trasplante manual de fanerógamas (autor SELC).



Figura 13: tapetes trasplantados (autor SELC).



Figura 14: Trasplantar tapetes de fanerógamas marinas en un plano submareal (autor SELC).



Figura 15: Grandes tapetes de fanerógamas preparados para trasplante mecánico (autor SELC).

Estas técnicas permitieron que los trasplantes fueran más elásticos debido al mayor tamaño de los tapetes transferidos en comparación con el tamaño de los trasplantes manuales.

En 1994, la Escuela de Arquitectura de Venecia (IUAV) y el Consorzio Thetis de Venecia llevaron a cabo un estudio piloto para el trasplante de algunas decenas de metros cuadrados de *Zostera noltei* en un humedal poco profundo en la zona salobre de la laguna norte de Venecia, antes rico en praderas de fanerógamas. Al principio, el experimento dio resultados positivos tanto en la capacidad de supervivencia y recolonización de los tapetes implantados (Zitelli & Rossetto, 1996), pero después de algunos años, el trasplante falló debido a las duras condiciones de la zona aislada.

En 1996-1997, se probó la posibilidad de explantar fanerógamas de un sitio donante sin dañar la vitalidad del prado. Se probaron dos técnicas diferentes, el trasplante de tapetes y el método del rizoma (haces de rizomas con brotes sostenidos en los sedimentos superficiales con clips de plástico, Fig. 16), en 5 estaciones con *Cymodocea nodosa* y 5 estaciones con *Zostera marina*. La tasa de supervivencia, recubrimiento, densidad de brotes y biomasa se midieron en los 10 sitios para ambos métodos (en total 20 parcelas, 5 m por 5 m cada una, alojando 25 tapetes o haces). Después de 2 temporadas de crecimiento, ambos métodos de trasplante mostraron resultados exitosos (Tab 4). Se observaron diferencias estadísticamente significativas entre los 2 métodos de trasplante solo para la biomasa de *C. nodosa*, que fue más alta para la técnica de tapete (Curiel et al., 2003) (Fig. 17).



Figura 16: Rizoma que coloniza el sedimento desnudo adyacente al trasplante (autor SELC).

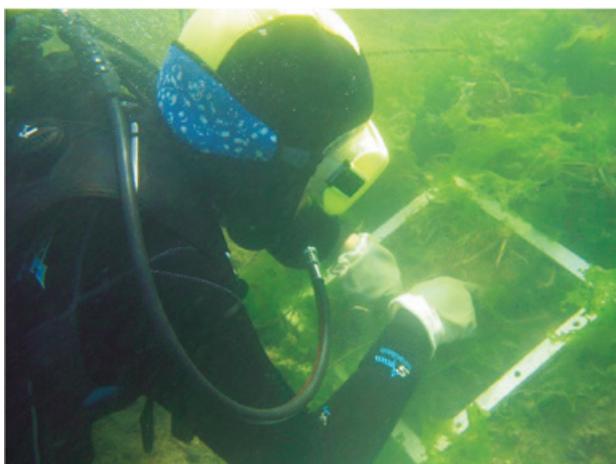


Figura 17: Supervisión del crecimiento de las praderas de fanerógamas marinas (autor SELC).

<i>C. nodosa</i>	Inicio		Al cabo de 2 estaciones de crecimiento	
	Tapetes	Rizomas	Tapetes	Rizomas
Supervivencia (%)	100	100	74	73
Recubrimiento (%)	4.1	1,2	86	76
Densidad (brotes · m ²)	45	13.4	681	563
Biomasa de los trasplantes (g.d.w.·m ²)	-	-	402.9	177
Biomasa del control (g.d.w.·m ²)	-	-	1116.9	

<i>Z. marina</i>	Inicio		Al cabo de 2 estaciones de crecimiento	
	Tapetes	Rizomas	Tapetes	Rizomas
Supervivencia (%)	100	100	48	60
Recubrimiento (%)	4.1	1.2	70	74,4
Densidad (brotes · m ²)	16.2	7.8	107.5	130.6
Biomasa de los trasplantes (g.d.w.·m ²)	-	-	167.2	107.8
Biomasa del control (g.d.w.·m ²)	-	-	308.3	

Tabla 4: Valores promedio de parámetros monitoreados *C. nodosa* y *Z. marina* (Curiel et al., 2003).

Se llevó a cabo un gran trasplante de praderas de fanerógamas marinas para la conservación y mejora de los Sitios de Importancia Comunitaria y Áreas de Especial Protección de la Laguna de Venecia (de la primavera al verano de 2010). La actividad preveía el uso de un método mecanizado que permitiera obtener 2250 m² de tapete de *Cymodocea nodosa* de sitios donantes con alto recubrimiento de fanerógamas. Las fanerógamas se reimplantaron en la parte sur de la laguna en parcelas de aproximadamente 350 m² cada una; los tapetes fueron desplegados en una matriz escalonada a una distancia aproximada de 1.30 m unos de otros. La supervisión del sitio al final de la tercera temporada vegetativa mostró un recubrimiento de 80-100%, y un aumento en el área con vegetación de 3.2-3.8 veces, así como también bajas tasas de mortalidad de los tapetes trasplantados (6-13%). Después de 3 años, los sitios donantes volvieron a presentar un recubrimiento de de aproximadamente el 100%, recolonizando las explantaciones (Scarton et al., 2017).

9. La restauración de las praderas de fanerógamas marinas de Life Seresto

Con el fin de favorecer una colonización más rápida de las praderas de fanerógamas marinas en la parte norte de la laguna, donde las praderas habían desaparecido casi por completo, en 2012, la Comunidad Europea financió el proyecto SeResto “Hábitat 1150* (laguna costera) de recuperación por parte de SEagrass RESTOration. Un nuevo enfoque estratégico para cumplir los objetivos de DH & DMA” (<http://www.lifeseresto.eu/>). El objetivo fue la recuperación del estado ecológico de esta área a través de la restauración y preservación del hábitat 1150* (laguna costera) en el sitio de interés comunitario (LIC) Laguna Superiore di Venezia (IT3250031), donde este hábitat cubre aprox. 3660 ha, por medio de extensos trasplantes de fanerógamas. La implementación del proyecto fue posible gracias a regulaciones recientes que habían limitado los principales elementos de perturbación, reduciendo la entrada de nutrientes (especialmente fósforo) de la cuenca hidrográfica (Decretos “Ronchi Costa”, 28 de abril de 1998) y regulando la recolección de la almeja japonesa (*Tapes philippinarum*) (Orel et al., 2000). Además, la pesca de almejas en esta área también se detuvo debido a la fuerte reducción de este recurso a causa de la sobrepesca. El área está casi completamente encerrada entre islas, marismas y tierra firme, y sin el trasplante generalizado de pequeños tapetes (15-30 cm) y rizomas la recolonización habría requerido mucho más tiempo.

Durante los primeros 3 años, se llevaron a cabo pequeños trasplantes de fanerógamas (aproximadamente 42 670 rizomas) a gran escala en 35 sitios. El objetivo no era hacer grandes trasplantes, sino actuar a través de varios pequeños trasplantes de tapetes o rizomas individuales con intervenciones directas de los

pescadores. Después, el crecimiento natural de las plantas trasplantadas, de entre 0.16 y 0.22 cm día⁻¹ (es decir, 58-80 cm y⁻¹) y la capacidad de reproducción (aproximadamente 50 semillas por brote) sustentada por mareas y vientos marinos favoreció su dispersión y una recolonización progresiva de la zona.

La propuesta técnica se caracteriza por bajo esfuerzo y coste. Se espera que las poblaciones de fanerógamas colonicen los bordes de la marisma y los canales naturales en 3-4 años y que el 25-30% de toda el área de intervención sea completamente colonizada por praderas de fanerógamas marinas con diferentes niveles de desarrollo en 5-10 años, dependiendo de las diferentes condiciones ecológicas.

El trasplante y la dispersión de plantas son realizados principalmente por pescadores y cazadores locales (asociados con el socio del proyecto Laguna Venexiana ONLUS), que recibieron formación específica en el marco del proyecto. Son constantemente asistidos por los socios científicos del proyecto (DAIS-Ca' Foscari University Venice e ISPRA) bajo licencia de PROVV OOPP, quienes contribuyeron directamente también con los trasplantes fanerógamas. De esta forma, el proyecto está aumentando la conciencia de la población local y de las partes interesadas sobre la necesidad de preservar el medio ambiente de la laguna. Las actividades de trasplante están sujetas a un seguimiento científico, con el fin de probar la efectividad de las acciones propuestas. El seguimiento tiene en cuenta la calidad ecológica de las aguas, los sedimentos y las comunidades biológicas (macrófitos, fauna bentónica y peces). Otra acción se encargará de cuantificar y evaluar los servicios ecosistémicos proporcionados por el hábitat restaurado.

Los resultados de los primeros 3 años muestran que los trasplantes de rizoma tuvieron éxito en 33 sitios de los 35, donde la colonización ha excedido el 60%, con una alta dispersión a lo largo de la marisma y los bordes del canal. En los sitios exitosos, el estado ecológico general registrado por el Índice de calidad de macrófitos (MaQI, Sfriso et al., 2014) y el Índice de bioindicadores de hábitats de peces (IBHP, Zucchetta et al., en preparación) cambió de “deficiente” a “bueno”.

10. Conclusiones

La Laguna de Venecia es un importante campo de entrenamiento para el desarrollo de técnicas de restauración ambiental en un contexto altamente sensible desde el punto de vista ambiental y cultural, y más aún considerando el grado único de entrelazamiento de valores naturales y culturales.

Las directrices dadas por la ley especial para la protección de la Laguna de Venecia han motivado en gran medida la búsqueda de soluciones a gran escala. Sin embargo, como se ha señalado, la sostenibilidad a largo plazo también depende de la gestión de la dinámica ambiental, comenzando por la reducción o mitigación de las presiones que causan la degradación de la laguna.

Sin embargo, se necesitan soluciones de bioingeniería blandas y a pequeña escala para sumantenimiento, y un punto a tener en cuenta es el cuidado constante del medio ambiente a través de la implicación de las partes interesadas y los trabajadores locales.

También es de crucial importancia el análisis predictivo de las tendencias futuras, ya que una restauración ambiental no puede tener éxito si se opone a tendencias evolutivas fuertes y unidireccionales. Tal vez las estrategias de restauración deberían considerar seguir la tendencia y adaptarse a ella, en lugar de aspirar a reconstruir los accidentes geográficos y los hábitats exactamente como lo estaban hace un siglo, de

la misma manera que si la situación fuera inmutable. El cuidado constante y las acciones rutinarias son la clave para prevenir la pérdida de estos hábitats delicados. Por lo tanto, la atención debe centrarse en promover los procesos naturales que conducen a la formación de marismas y lechos de praderas de fanerógamas mediante el ajuste de la restauración de acuerdo con la nueva dinámica ambiental. Entre las nuevas dinámicas, no debemos olvidar aquellas provocadas por el cambio climático, que podrían, en el transcurso de este siglo, volver inútil cualquier intento de devolver la laguna a una configuración ahora distante en el tiempo.

Agradecimientos

Los autores agradecen al Dr. Piero Nascimbeni y a la Dra. Claudia Ferrari por las bellas imágenes.

Referencias

Barausse, A., L. Grechi, N. Martinello, T. Musner, D. Smania, A. Zangaglia & L. Palmeri, 2015. An integrated approach to prevent the erosion of saltmarshes in the lagoon of Venice. *EQA - Environmental Quality* 18:43-54.

Bernstein, A. G. & L. Montobbio, 2011. La gestione dei sedimenti in laguna di Venezia. *Quaderni Trimestrali, Consorzio Venezia nuova* 1:41-71.

Bernstein, A. G. & R. Zonta, 2010. CIESM Congress Panel P2-Restoration of the Venice Lagoon, Summary Venice, 11 May, 2010.

Bonometto, L., 2003. Ecologia Applicata e Ripristino Ambientale nella Laguna di Venezia: Analisi e Classificazione Funzionale delle "Barene" e delle Tipologie di Intervento sulle Barene. Città di Venezia - Assessorato alla Legge Speciale, Assessorato all'Ambiente e Sicurezza del Territorio, Osservatorio Naturalistico della Laguna, Venice. Comune di Venezia.

Caniglia, G., S. Borella, D. Curiel, P. Nascimbeni, F. Paloschi, F. Scarton, D. Tagliapietra & L. Zanella, 1992. Distribuzione delle fanerogame marine *Zostera marina* L., *Zostera noltii* Hornem, *Cymodocea nodosa* (Ucria) Asch. in Laguna di Venezia. *Lavori Società Veneziana di Scienze Naturali* 17:137-150.

Castellani, C. & A. Barbanti, 2010. L'inquinamento e i suoi effetti. In: Stato dell'ecosistema lagunare veneziano. Marsilio Editore, Venice, 195-233.

Cesari, P. & M. Pellizzato, 1985. Mollusk spreading in Venice lagoon for voluntary or random anthropogenic introduction. *Saccostrea commercialis* (Iredale & Roughly, 1933) and *Tapes philippinarum* (Adams & Reeve, 1850) acclimatization (In Italian). *Bollettino Malacologico* 21 (10e12):237e274.

Corami, F., E. Morabito, A. Gambaro, C. Barbante & P. Cescon, 2014. Analisi critica della normativa europea ed italiana per la gestione dei sedimenti marini e lagunari: il caso della Laguna di Venezia. *Gazzetta Ambiente* 4:3-30.

Curiel, D., F. Scarton, A. Rismondo & M. Marzocchi, 2003. Transplanting Seagrasses in the Lagoon of Venice: Results and Perspectives. In: E. Özhan (ed) *Proceedings of the Sixth International Conference on the Mediterranean Coastal Environment, MEDCOAST 03, 7-11 October 2003, Ravenna, Italy*. 2: 853-864.

Curiel, D., F. Scarton, A. Rismondo & M. Marzocchi, 2005, - Pilot transplanting project of *Cymodocea nodosa* and *Zostera marina* in the Lagoon of Venice: results and perspectives. *Bollettino del Museo civico di storia naturale di Venezia* 56:25-40.

Curiel, D., E. Checchin, C. Miotti, A. Pierini & A. Rismondo, 2014. Praterie a fanerogame marine della Laguna di Venezia - Aggiornamento cartografico al 2010 e confronto storico. *Lavori della Società Veneziana di Scienze Naturali* 39:55-66.

D'Alpaos, L., 2010. Fatti e misfatti di idraulica lagunare: La laguna di Venezia dalla diversione dei fiumi alle nuove opere alle bocche di porto. Venezia: Istituto veneto di scienze, lettere ed arti, Venice.

D'ancona, U. (Ed), 1959. The classification of brackish waters with reference to the north Adriatic Lagoons. *Archivio di Oceanografia e Limnologia* 11:93-109.

Geiger, R. & W. Pohl, 1953. Revision of Köppen-Geiger Climate Maps of the Earth. Justus Perthes: Darmstadt, Germany.

Government, 1973. Legge 16 aprile 1973, n. 171, Interventi per la salvaguardia di Venezia. *Gazzetta Ufficiale della Repubblica Italiana*, 8 May 1973, n. 117.

Kjerfve, B., (ed) 1994. Coastal Lagoon Processes. Elsevier Oceanography Series 60, Elsevier: Amsterdam.

Lang, F., S. Schimpel, T. Scozzafava, T. Disseldorf & L. Bonometto, 2006. Morphogenesis of intertidal environments (Tab. 12), Soil units of natural saltmarshes (tab., 13), Iron oxides as pedological indicators of saltmarshes (Tab. 14). In: Guerzoni, S. & D. Tagliapietra (eds) *Atlas of the lagoon - Venice Between land and sea*. Marsilio Editore Venice.

Li, M. H. & K. E. Eddleman, 2002. Biotechnical engineering as an alternative to traditional engineering methods. A biotechnical streambank stabilization design approach. *Landscape and Urban Planning* 60:225-242.

Losso, C. & A. Volpi Ghirardini, 2010. Overview on ecotoxicological studies performed in the Venice Lagoon (Italy). *Environment International* 36:92-121.

Losso, C., A. Arizzi Novelli, D. De Salvador, P. F. Ghetti & A. Volpi Ghirardini, 2010. Integration of biological responses from a suite of bioassays for the Venice Lagoon (Italy) through sediment toxicity index _ Part A: Development and comparison of two methodological approaches *Environmental Pollution* 158:3655-3662.

Ministero dell'Ambiente, 1993. "Criteri di sicurezza ambientale per gli interventi di escavazione, trasporto e impiego dei fanghi estratti dai canali di Venezia" art 4. comma 6 Legge 360/91, Roma.

Ministero delle Infrastrutture e dei Trasporti, 2015. Provveditorato Interregionale alle Opere Pubbliche – Veneto -Trentino AltoAdige – Friuli Venezia Giulia Servizio Informativo - Consorzio Venezia Nuova Sintesi delle conoscenze disponibili presso il Servizio Informativo inerenti alcune questioni emerse nell'ambito del Progetto del Canale Contorta.

Molinaroli, E., S. Guerzoni, A. Sarretta, M. Masiol & M. Pistolato, 2009. Thirty-year changes (1970 to 2000) in bathymetry and sediment texture recorded in the Lagoon of Venice sub-basins, Italy. *Marine Geology* 258:115-125.

Nascimbeni, P. (Ed), 2007. Proposte per la progettazione di interventi di ingegneria naturalistica funzionali alla salvaguardia della morfologia della laguna di Venezia: manuale tecnico, Consorzio Venezia nuova; Magistrato alle acque, Noventa Padovana: Grafiche Leone, Venice.

Patassini, D. & G. Magro (Eds), 2016. Piano Morfologico Laguna di Venezia, "Rapporto Ambientale - VAS del Piano Morfologico Laguna di Venezia" Parte 1/2 CORILA Settembre 2016.

Pessa, G., M. Bergamo, D. Fischetti & R. Ruggeri, 2013. Piano d'uso Sostenibile delle aree in concessione per venericoltura, Adeguamento 2013, G.R.A.L. - Gestione Risorse Alieutiche Lagunari.

Pessa, G., M. Bergamo, D. Fischetti & R. Ruggeri, 2014. Piano d'uso Sostenibile delle aree in concessione per venericoltura, Adeguamento 2014, G.R.A.L. - Gestione Risorse Alieutiche Lagunari 59 pp.

Picone, M., M. Bergamin, C. Losso, E. Delaney, A. Arizzi Novelli & A. Volpi Ghirardini, 2016. Assessment of sediment toxicity in the lagoon of Venice (Italy) using a multi-species set of bioassays. *Ecotoxicology Environmental Safety* 123:32-44.

Provincia di Venezia, 2014. Valutazione Ambientale Strategica del Piano per la gestione delle risorse alieutiche delle lagune della provincia di Venezia Rapporto Ambientale.

Orel, G., V. Boatto, A. Sfriso & M. Pellizzato, 2000. Piano per la gestione delle risorse alieutiche delle lagune della Provincia di Venezia. In: Provincia di Venezia (Ed). SannioPrint, Benevento.

Orfanidis, S., P. Panayotidis & N. Stamatis, 2003. An insight to the ecological evaluation index (EEI). *Ecological Indicators* 3:27-33.

Rismondo, A., D. Curiel, F. Scarton, D. Mion, A. Pierini & G. Caniglia, 2005. Distribution of *Zostera noltii*, *Zostera marina* and *Cymodocea nodosa* in Venice Lagoon. In: Flooding and Environmental Challenges for Venice and its Lagoon: State of Knowledge. Cambridge University Press, 567-572.

Rismondo, A., D. Curiel & F. Riccato, 2007. Valorizzazione ambientale ed innesco di processi insediativi della lunata di Malamocco. Studio B.6.85 (Environmental Amelioration and Colonization Dynamics of the Malamocco Breakwater).

Sarretta, A., S. Pillon, E. Molinaroli, S. Guerzoni, & G. Fontolan, 2010. Sediment budget in the Lagoon of Venice, Italy. *Continental Shelf Research* 30:934-949.

Scarton, F., D. Curiel, M. Baldin & C. Miotti, 2017. Avifauna, bentos e trapianti di fanerogame marine su velme artificiali della Laguna di Venezia". 3° Seminario di ecologia costiera. MAV - Museo Ambientale di Valle Vecchia di Caorle (VE) Maggio.

Sfriso, A., 1987. Flora and vertical distribution of macroalgae in the lagoon of Venice: a comparison with previous studies. *Plant Biosystems* 121:69-85.

Sfriso, A., 2010. Chlorophyta multicellulari e fanerogame acquatiche. Ambienti di transizione italiani e litorali adiacenti. I QQQuaderni di ARPA. ARPA Emilia-Romagna, Bologna, Odoya srl.

Sfriso, A. & C. Facca, 2007. Distribution and production of macrophytes in the lagoon of Venice. Comparison of actual and past abundance. *Hydrobiologia* 577:71-85.

Sfriso, A., A. Marcomini & B. Pavoni, 1987. Relationship between macroalgal biomass and nutrient concentrations in a hypertrophic area of the Venice lagoon. *Marine Environmental Research* 22:297-312.

Sfriso, A. & A. Marcomini, 1996. Decline of *Ulva* growth in the lagoon of Venice. *Bioresource Technology* 58: 299-307.

Sfriso, A., C. Facca & A. Marcomini, 2005a. Sedimentation rates and erosion processes in the lagoon of Venice. *Environment International* 31(7):983-992.

Sfriso, A., C. Facca, S. Ceoldo & G. Pessa, 2005b. Sedimentation rates, erosive processes, grain-size and sediment density changes in the lagoon of Venice. In: P. Campostrini (Ed.). *Scientific Research and Safeguarding of Venice*, volume 3:203-213. CoRiLa, Venice.

Sfriso, A., D. Curiel & A. Rismondo, 2009. The Venice Lagoon. In: Cecere, E., A. Petrocelli, G. Izzo, & A. Sfriso (eds) *Flora and Vegetation of the Italian Transitional Water Systems*. CoRiLa, LaguNet, Venice, 17-80.

Sfriso, A., C. Facca, A. Bonometto & R. Boscolo, 2014. Compliance of the Macrophyte Quality index (MaQI) with the WFD (2000/60/EC) and ecological status assessment in transitional areas: The Venice lagoon as study case. *Ecological Indicators* 46:536-547.

Solidoro, C., V. Bandelj, F. Aubry Bernardi, E. Camatti, S. Ciavatta, G. Cossarini, C. Facca, P. Franzoi, S. Libralato, D. Melaku Canu, R. Pastres, F. Pranovi, S. Raicevich, G. Socal, A. Sfriso, M. Sigovini, D. Tagliapietra & P. Torricelli, 2010. Response of Venice Lagoon Ecosystem to Natural and Anthropogenic Pressures over the Last 50 Years. In: Paerl, H. W. & M. J. Kennish (eds) *Coastal Lagoons: Systems of Natural and Anthropogenic Change*. CRC press, Boca Raton, 483-511.

Tagliapietra, D. & A. V. Ghirardini, 2006. Notes on coastal lagoon typology in the light of the EU Water Framework Directive: Italy as a case study. *Aquatic conservation: marine and freshwater ecosystems* 16(5):457-467.

Tagliapietra, D., M. Sigovini & A. V. Ghirardini, 2009. A review of terms and definitions to categorise estuaries, lagoons and associated environments. *Marine and Freshwater Research* 60(6):497-509.

Ufficio di Piano, 2010. Rapporto Tematico: La gestione dei sedimenti contaminati nella Laguna di Venezia.

Viaroli, P., M. Bartoli, G. Giordani, M. Naldi, S. Orfanidis & J. M. Zaldívar, 2008. Community shifts, alternative stable states, biogeochemical controls and feed-backs in eutrophic coastal lagoons: a brief overview. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 18:S105-S117.

Volpe, V., 2012. La gestione dei sedimenti nella laguna di Venezia: le previsioni dell' aggiornamento del piano per il recupero morfologico e ambientale della laguna di Venezia, workshop: "la competitività dei porti: la gestione dei sedimenti" - 8 Marzo 2012, <https://www.slideshare.net/eambiente/volpe-gestione-sedimenti-piano-morfologicoadp8marzo2012>.

Zitelli, A. & P. Rossetto, 1996. Techniques in the environmental restoration programme of the Venice Lagoon: the "Palude della Rosa" pilot project, *Quaderni Trimestrali* III(4), IV(1):71-79.

Zuliani, A., L. Zaggia, F. Collavini & R. Zonta, 2005. Freshwater discharge from the drainage basin to the Venice Lagoon (Italy). *Environment International* 31(7):929-938.

Cuando mantener la integridad ecológica y la complejidad es la mejor herramienta de restauración: el caso de la laguna del Mar Menor

Ángel Pérez-Ruzafa¹, Concepción Marcos¹, Isabel María Pérez-Ruzafa²

¹ Departamento de Ecología e Hidrología, Campus Regional de Excelencia Internacional "Campus Mare Nostrum",
Universidad de Murcia

² Departamento de Biología Vegetal I, Universidad Complutense de Madrid

* Correo electrónico: angelpr@um.es

1. Introducción

Las lagunas costeras y los ambientes estuarinos son sistemas estresados de forma natural debido a su alta variabilidad fisicoquímica (Elliott & Quintino, 2007). Las especies que viven en estos ambientes son tolerantes a dicho estrés, adaptando su fisiología y comportamiento a un amplio espectro de fluctuaciones. Así, al igual que las comunidades en las etapas iniciales de la sucesión ecológica o contaminadas por la actividad humana (Odum, 1969; 1985), se espera que las comunidades bentónicas estuarinas muestren una baja diversidad, con pocas especies, de pequeño tamaño, muy abundantes y oportunistas típicas o estrategas de la r (Margalef, 1969; Michel, 1979; Barnes, 1980; Kjerfve, 1994; Carrada & Fresi, 1988; Reizopoulou & Nicolaidou, 2004). En estas condiciones, las relaciones interespecíficas no estarían muy desarrolladas y como consecuencia, las comunidades estarían controladas por el entorno físico (Sanders, 1968). Por lo tanto, se espera que los ecosistemas estuarinos estén conformados por una comunidad bentónica simple y uniforme representada por la biocenosis eurihalina y euritérmica descrita por Pérès & Picard (1964). La aceptación de la uniformidad de estos ambientes se ha mantenido a lo largo del tiempo por parte de diferentes autores (Augier, 1982; Carrada & Fresi, 1988; Agencia Europea de Medio Ambiente, 2015; Gubbay et al., 2016), en las listas de hábitats y en los convenios de conservación (OSPAR, Barcelona o Eunis).

Como se ha comentado, estos ecosistemas toleran bien las condiciones ambientales adversas. De este modo, al asumirse que las comunidades estuarinas tienen las mismas características que las áreas contaminadas que sufren estrés de origen antrópico, la consecuencia es que los indicadores biológicos serían incapaces de diferenciar entre estados naturales y estados estresados. Este hecho se conoce como la “paradoja de la calidad estuarina (*estuarine quality paradox*)” (Dauvin, 2007; Elliot & Quintino, 2007; Dauvin & Ruellet, 2009).

Bajo estas condiciones, el ecosistema estaría controlado de abajo a arriba (*bottom-up*) y expuesto a procesos de eutrofización y crisis distróficas (Elliott & Quintino, 2007). Esto implicaría que la recuperación después de un impacto no supone tener individuos de gran tamaño y un número elevado de especies estrategas de la K y que habría que asumir, de forma natural, un estado con una relación abundancia-biomasa menor, una relación producción-biomasa elevada y valores más altos de la relación abundancia-riqueza, así como una red trófica dominada por invertebrados detritívoros y algas nitrófilas (Margalef, 1969; Elliott & Quintino, 2007), incluyendo especies efímeras de algas filamentosas como *Chaetomorpha linum*, *Cladophora dalmatica*, *C. vagabunda*, *Ceramium diaphanum*, o formas delgadas tubulares o laminares como *Ulva compressa*, *U. intestinalis*, *U. prolifera* o *U. rigida* (Wilkinson et al., 1995; Pérez-Ruzafa et al., 2011a).

Sin embargo, la mayoría de estas asunciones están siendo replanteadas (Pérez-Ruzafa et al., 2011a), y las lagunas costeras pueden ser más heterogéneas y complejas de lo esperado (Pérez-Ruzafa et al., 2004; 2005a; 2007a; 2008), mostrando mecanismos complejos de autorregulación basados en su heterogeneidad espacial y temporal (Pérez-Ruzafa et al., 2005a).

1.1. Paradoja estuarina vs lagunar: ¿puede una laguna costera ser compleja al mismo tiempo que productiva?

Debido a las características fisiográficas de las lagunas costeras, como la profundidad, el número y la intensidad de los gradientes fisicoquímicos y la influencia terrestre, que incluye el aporte de nutrientes, estos ecosistemas se encuentran entre los más productivos del planeta (Nixon, 1982; Carrada & Fresi,

1988; Alongi, 1998). Esta productividad biológica es explotada por los humanos principalmente en forma de pesquerías (Nixon, 1982; Pérez-Ruzafa et al., 2011b) y acuicultura.

Sin embargo, de acuerdo con la teoría de la sucesión ecológica (Odum, 1969), los ecosistemas altamente productivos se corresponden con etapas tempranas de la sucesión ecológica, donde los constituyentes del ecosistema coinciden con especies de crecimiento rápido, con ciclos de vida cortos y alta fecundidad (es decir, estrategias de la *r*). Esto estaría de acuerdo con las suposiciones generales existentes sobre las características de las lagunas costeras y la paradoja estuarina. Entonces, ¿cómo es posible que, al mismo tiempo que son tan productivas, algunas lagunas costeras puedan ser complejas y con mecanismos homeostáticos sofisticados típicos de sistemas maduros (Pérez-Ruzafa et al., 2002; 2005b)? Esta aparente paradoja puede explicarse teniendo en cuenta que, si bien la productividad en estos ambientes se ve activada por los fuertes gradientes fisicoquímicos que contienen, al mismo tiempo, la introducción de restricciones al flujo de energía permitiría realizar un trabajo que se puede utilizar para generar estructuras físicas, hidrológicas y biológicas, que conducen a una elevada heterogeneidad espacio-temporal y a un comportamiento homeostático complejo. En las lagunas costeras, este papel de ofrecer restricciones a los flujos de energía y materia lo realizan principalmente las golos o canales de comunicación con el mar abierto, pero también la vegetación bentónica y las praderas de macrófitos o las piedras y bloques rocosos, ya sean éstos naturales o introducidos por la actividad humana para construir rompeolas y muelles (Pérez-Ruzafa, 2015).

Esta complejidad emergente diferencia las lagunas costeras de los estuarios (Pérez-Ruzafa et al., 2011c) y da como resultado el desarrollo de los mecanismos homeostáticos de autorregulación mencionados anteriormente, que dificultan la detección del estrés al que pueda estar sometido el ecosistema y los efectos de la eutrofización o de los aportes de contaminantes sobre el mismo (Pérez-Ruzafa & Marcos, 2015). Cualquier intento de restauración ecológica debe tener esto en cuenta.

El proceso de restauración o la prevención del alejamiento de la integridad ecológica de un ecosistema debe ponerse en el contexto de la sucesión ecológica y sus respuestas al aumento del estrés (Figura 1). Los ecosistemas, como los individuos, pueden enfrentarse a un estrés ambiental moderado y mantener su integridad, regulando sus principales funciones y parámetros ecológicos o fisiológicos dentro de ciertos márgenes de variación. Los procesos implicados se conocen como mecanismos homeostáticos u homeorréticos, el último término utilizado por Odum (2000) para referirse a la capacidad de mantener el flujo de energía a través del sistema utilizando mecanismos de autorregulación retroalimentados. Es un mecanismo de control más laxo que la homeostasis a nivel individual, y muestra un comportamiento y pulsos más caóticos, y no tanto estados de equilibrio (Odum & Barret, 2006). En esta fase, tanto los organismos como los ecosistemas pueden mostrar alteraciones en algunos parámetros que simplemente indican que se están ajustando a las nuevas condiciones ambientales, pero no necesariamente que estos cambios sean dañinos para ellos. En condiciones de estrés más altas o persistentes, los organismos y ecosistemas comienzan a mostrar cambios cada vez más profundos hasta alcanzar un punto de ruptura, cuando se produce un deterioro significativo. Finalmente, pueden llegar a un punto de no retorno cuando se produce un daño irreparable, que lleva a la muerte en el caso de individuos, o a una comunidad o ecosistema diferentes. En ambos puntos, pueden ocurrir cambios repentinos y dramáticos en el marco de la teoría de las catástrofes en el sentido de Thom (1989).

Normalmente, los enfoques de la restauración ecológica consideran modelos conceptuales de cambios del estado de un sistema con presión creciente que incluye estas fases. La región homeostática

correspondería al concepto de resistencia, que es el grado de cambio de los indicadores estructurales bajo condiciones de estrés sin que el sistema pierda su integridad ecológica y sus funciones (Pimm, 1984; Tett et al., 2007) (área gris en la Fig. 1).

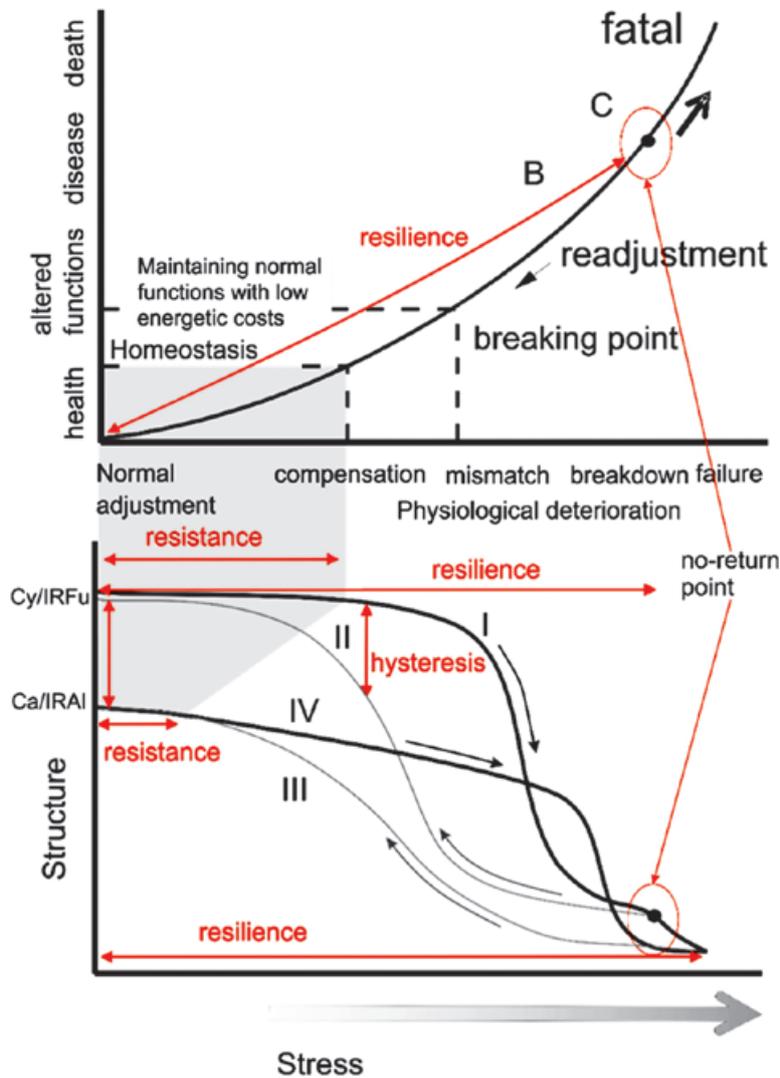


Figura 1. Cambios en el estado funcional, desde la salud hasta diferentes grados de disfunción, de un organismo o ecosistema, y el deterioro fisiológico o estructural asociado cuando se expone a un aumento del estrés (modificado de Lloyd, 1972 y Elliott et al., 2007). Las líneas negras representan las rutas bajo un estrés creciente. El área gris corresponde a las regiones homeostáticas u homeorréticas donde el sistema mantiene sus parámetros estructurales y funcionales dentro de los límites para el funcionamiento normal (resistencia). Cuando el estrés excede la capacidad de autorregulación del sistema, éste pierde parte de sus propiedades y se desajusta, mostrando síntomas de alteración. Si el estrés persiste, se alcanza un punto de ruptura donde de repente la estructura y las funciones del sistema se alteran de manera significativa. En estas condiciones, si el estrés cesa, el sistema aún puede recuperarse (las líneas grises representan las vías de recuperación). El alcance del cambio que aún permite una recuperación se denomina resiliencia. Sin embargo, si el estrés persiste o aumenta, el sistema puede alcanzar un punto de no retorno, lo que lleva a la muerte o a un nuevo estado de equilibrio, generalmente con la estructura y las funciones disminuidas. La mayoría de los indicadores utilizados actualmente, tanto a nivel fisiológico como de comunidad o ecosistema, son útiles para detectar cambios en la región B. Sin embargo, debemos encontrar buenos indicadores y comprender los procesos en la región homeostática y los puntos de ruptura y de no retorno para anticipar un deterioro significativo o un daño irreparable, respectivamente. En ambas regiones, la fase de transición puede ser difícil de anticipar porque pueden ocurrir cambios repentinos y dramáticos en el marco de la teoría de catástrofes. Cy/IRFu: Praderas de *Cymodocea nodosa* /rocas infralitorales con Fucales; Ca/IRAI: praderas de *Caulerpa prolifera*/rocas infralitorales con *Alsidium corallinum*.

Se supone que un ecosistema que ha sobrepasado su capacidad homeostática pero que aún no ha alcanzado el punto de no retorno mantiene la capacidad de volver a su estado original y recuperar su integridad (ruta II en la Fig. 1). Esta capacidad se conoce como resiliencia y se mide en unidades de tiempo (Pimm, 1984; Tett et al., 2007). Después del punto de no retorno, el sistema ya no puede volver a su estado original y evoluciona hacia un nuevo tipo de ecosistema (ruta III en la figura 1). Este nuevo ecosistema tendrá una estructura más simple y capacidades de autorregulación más bajas pero, al estar compuesto principalmente por especies estrategas de la *r*, puede tolerar un mayor estrés antes de alcanzar un nuevo punto de ruptura (ruta IV).

Desafortunadamente, la mayoría de estas consideraciones y modelos son conceptuales y hay muy poca información sobre cuándo se alcanzará el punto de ruptura o el de no retorno. Por otro lado, es bastante probable que cerca del punto de no retorno el sistema no recupere completamente su estructura original y capacidades homeostáticas cuando cese el estrés. Esta diferencia se denomina histéresis (Tett et al., 2007) o histéresis tipo II (Elliot et al., 2007).

La restauración ecológica es una actuación intencionada dirigida a recuperar la salud de un ecosistema y devolverlo a su evolución histórica (SER, 2002). En la práctica, la experiencia de restaurar sistemas marinos y costeros es limitada, y hay pocos ejemplos de recuperación exitosos (Elliot et al., 2007; Duarte et al., 2015). Particularmente, los ecosistemas lagunares costeros padecen presiones tan numerosas y variadas que dificultan encontrar métodos de restauración generalizables. Por lo tanto, es necesario comprender el funcionamiento de estos ecosistemas complejos y los procesos que se ven afectados tanto por las presiones humanas como por las posibles medidas a tomar, para diseñar métodos de restauración que compatibilicen los usos humanos con la integridad del ecosistema y su sostenibilidad.

Debido a esto, en muchos casos, si el punto de no retorno no se ha alcanzado, la mejor opción disponible puede ser simplemente eliminar el factor de estrés y permitir que el ecosistema recupere su integridad de un modo natural. Sin embargo, es importante tener en cuenta que el seguimiento de la evolución de los ecosistemas en condiciones de estrés y tras su eliminación, puede ser la mejor forma de desarrollar un cuerpo de conocimiento científico que permita anticipar cambios y recomendar acciones de gestión activa (incluida, por ejemplo, la mejora o la creación de hábitats, los trabajos de mantenimiento en los canales, o la introducción o erradicación de especies) que ayuden al sistema a recuperarse en situaciones futuras.

2. El Mar Menor: un ecosistema complejo bajo presión humana

Situado en la costa sureste de España, con una superficie de 135 km² y una profundidad media de 4.5 m, el Mar Menor se encuentra entre las lagunas costeras más grandes del Mediterráneo (Fig. 2). Hasta hace menos de 20 años, se diferenciaba de la mayoría de las otras lagunas costeras por la oligotrofia y la calidad tradicional de sus aguas, al tiempo que mantenía altos rendimientos pesqueros. Además, se caracteriza por la presencia de afloramientos rocosos e islas, que contribuyen a aumentar su heterogeneidad ambiental y biodiversidad. Como en la mayoría de las lagunas costeras, debido a sus características intrínsecas, la laguna del Mar Menor es proveedora de bienes y servicios para los seres humanos gracias a su alta productividad biológica y su idoneidad para los deportes náuticos y actividades de ocio y salud.

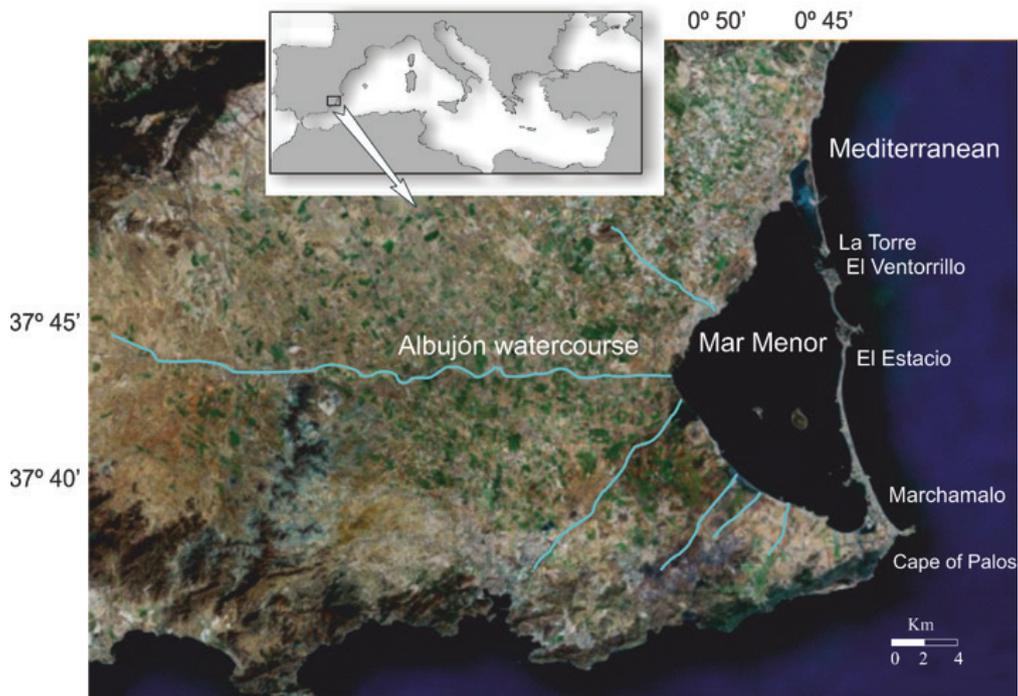


Figura 2. Localización de la laguna del Mar Menor.

La historia de las presiones humanas sobre la laguna se remonta a las épocas fenicia y romana, cuando las actividades mineras en las sierras circundantes permitieron que los desechos con metales pesados, principalmente plomo y zinc, entraran en la laguna y se acumularan en sus sedimentos.

De todas las actividades humanas en la historia reciente de la laguna, tres han inducido, y continúan haciéndolo, cambios drásticos en sus procesos hidrográficos, sedimentológicos y ecológicos y, por lo tanto, en sus comunidades biológicas. Por un lado, los cambios hidrodinámicos debidos a la ampliación de la gola de El Estacio en 1972 produjeron un aumento en las tasas de renovación de agua, reduciendo la salinidad y las temperaturas extremas, permitiendo así la colonización por nuevas especies, en un proceso de “mediterraneización” de la laguna (Pérez-Ruzafa et al., 1987; 1991). Al mismo tiempo, el desarrollo turístico y urbano inició una serie de transformaciones en la geomorfología lagunar y las entradas de vertidos, incluyendo terrenos ganados al mar, la construcción de puertos deportivos, la creación de playas artificiales, etc., con importantes consecuencias para las condiciones hidrológicas y para la pesca. Desde entonces, se han observado cambios en la salinidad y la temperatura, con la expansión de colonizadores, como el alga *Caulerpa prolifera*, que cubrió toda la cuenca lagunar en unos pocos años (Pérez-Ruzafa et al., 1989). Por otro lado, el estrés provocado por las obras costeras y la remoción y resuspensión de sedimentos está acelerando la expansión de *C. prolifera* y los fondos fangosos asociados, llevando a la desaparición de las comunidades originales (Pérez-Ruzafa et al., 2006). Finalmente, más recientemente, y correlacionado con los cambios en las prácticas agrícolas en la cuenca de drenaje y la introducción de cultivos intensivos de regadío, la alteración del régimen de entrada de nutrientes ha producido una cadena de cambios que afectan el estado trófico y la integridad ecológica del ecosistema lagunar (Pérez-Ruzafa et al., 2002) y presentan riesgos debido a la entrada y bioacumulación de pesticidas y otros contaminantes (Pérez-Ruzafa et al., 2000; Conesa-Alcaraz et al., 2010; Campillo et al., 2013; León et al. al., 2013; Moreno-González et al., 2013a, b; 2014; Traverso-Soto et al., 2015).

La laguna es, por lo tanto, objeto de preocupación debido a su alta tasa de cambio en las últimas décadas, con un impacto negativo sobre la calidad del agua y la estructura y dinámica de sus comunidades biológicas.

La correcta gestión de la laguna, no solo como espacio natural sino también como patrimonio y recurso económico de la Región de Murcia, requiere un conocimiento integral del funcionamiento de su sistema medioambiental, así como la adopción de medidas coherentes con sus objetivos de conservación y disfrute.

2.1. Apertura de golas

Las condiciones hidrográficas de las lagunas costeras, como en el caso del Mar Menor, cambian a lo largo de su historia geológica dependiendo de las fluctuaciones del nivel del mar, el desarrollo de la barra arenosa que separa las lagunas del mar abierto, los canales de comunicación entre ambos mares y la existencia de tormentas que puedan romper temporalmente la barra de arena. Las poblaciones biológicas de las lagunas variarán de acuerdo con su grado de aislamiento y las condiciones ambientales asociadas. En el Mar Menor, la salinidad aumentó después de la última regresión del nivel del mar en el Cuaternario y el aislamiento progresivo que tuvo lugar durante el siglo XVIII, alcanzando un máximo a finales de ese siglo con valores de 70 g de sal por litro. Después de este período, hubo varios episodios esporádicos en los que las tormentas rompieron la barra arenosa, produciendo cambios en la salinidad y permitiendo la colonización de varias especies, principalmente peces como la dorada (*Sparus aurata*), la lubina (*Dicentrarchus labrax*) y los mugílidos (Mugilidae spp.) (Butigieg, 1927; Navarro, 1927; Dezileau et al., 2016). El último de estos acontecimientos, que ocurrió en 1869, causó una disminución significativa de la salinidad, de 60-70 a 50-53 PSU, probablemente reforzada por la apertura de golas artificiales que aumentaron la comunicación de la laguna con el Mediterráneo (la construcción de Marchamalo comenzó en 1769 y la de El Charco, en 1878) para la instalación de dispositivos de pesca (llamados localmente “encañizadas”) para capturar peces durante sus migraciones reproductivas. Esto implicó un fuerte cambio en la biología de la laguna con la introducción de diferentes especies de fanerógamas (*Cymodocea nodosa* y *Zostera noltii*) que se expandieron por toda la cubeta. Además, alrededor de 30 nuevas especies de moluscos y peces se asentaron en la laguna (Pérez-Ruzafa et al., 1987).

Una de las transformaciones más drásticas en la historia reciente de la laguna del Mar Menor tuvo lugar después de la ampliación, a principios de la década de 1970, de la gola de El Estacio (previamente una “encañizada” artificial) para construir un canal navegable de hasta 30 m de ancho y 5 m de profundidad. El aumento en las tasas de renovación del agua condujo a una disminución significativa de la salinidad de 44.8-52.9 a 43-45 y redujo las temperaturas extremas (Pérez-Ruzafa et al., 1987; 1991), permitiendo la colonización y el establecimiento de nuevas especies marinas (Pérez-Ruzafa & Marcos, 1992; 1993). El número de especies de moluscos y peces se duplicó en solo 15 años (Pérez-Ruzafa et al., 1987; Pérez-Ruzafa, A., 1989) en detrimento de especies típicas de la laguna, muchas de ellas de interés pesquero (como los mugílidos).

Como parte del mismo proceso, otras especies alóctonas, como las medusas *Cotylorhiza tuberculata* y *Rhizostoma pulmo*, entraron en la laguna desde el Mediterráneo a mediados de la década de 1980 (Pérez-Ruzafa, A., 1989) y, después de un período de crecimiento demográfico, proliferaron masivamente como consecuencia de los cambios en el estado trófico lagunar, ocasionando serios problemas a la actividad turística (Pérez-Ruzafa et al., 2002).

Pero algunos de los cambios más importantes que afectaron la fisiografía y el funcionamiento del ecosistema del Mar Menor se produjeron a nivel de las praderas y las comunidades bentónicas. Las poblaciones de *Ceramium ciliatum* var. *robustum* y *Cladophora* sp. (García-Carrascosa, 1982) en la comunidad fotófila fueron en su mayoría reemplazadas por facies de *Acetabularia acetabulum*, *Jania rubens*, *Padina pavonica* y, dependiendo de la zona, por *Palisada tenerima* (Pérez-Ruzafa, I.M., 1989). *C. nodosa*, *Zostera marina*

y *Z. noltii* dominaban los fondos blandos del Mar Menor antes de 1970 (Lozano, 1954; Simonneau, 1973). Algunos registros (Simonneau, 1973) indican la presencia de *Posidonia oceanica* en áreas arenosas y poco profundas de la cuenca sur. Aunque, dado el límite de tolerancia de salinidad de esta planta, es poco probable que esta especie pudiera constituir praderas estables o extensas, algunos especímenes diseminados se mantuvieron enraizados hasta 1980 cerca de las bocas de Marchamalo y El Estacio (Pérez-Ruzafa et al., 1987; Pérez-Ruzafa, A., 1989). Actualmente, la vegetación bentónica del Mar Menor consiste principalmente en una pradera monoespecífica de *Caulerpa prolifera* o una pradera mixta de *Caulerpa-Cymodocea*, dominada por *C. prolifera*, en sustratos fangosos y rocosos, que cubren más del 80% del fondo de la laguna, favoreciendo altos contenidos de materia orgánica en el sedimento y bajas concentraciones de oxígeno. Las praderas de *C. nodosa* ahora están dispersas y restringidas a fondos arenosos poco profundos, y también se observan algunas manchas más o menos densas de *Ruppia cirrhosa* en las áreas menos profundas protegidas del hidrodinamismo (Pérez-Ruzafa et al., 1989).

La expansión de *C. prolifera*, que comenzó en la zona norte de la laguna, ha sido progresiva desde la ampliación del canal del Estacio. De 1982 a 1987, su biomasa media en las áreas más profundas de 2 m aumentó de 63.62 a 103.06 g PS · m⁻² y mantuvo este valor hasta hace pocos años. Por el contrario, la biomasa media de *C. nodosa* mostró una disminución importante, pasando de 49.61 a 2.69 g PS · m⁻² en el mismo período (Pérez-Ruzafa et al., 1989; 2012).

La colonización inicial de *C. prolifera* probablemente se debió al aumento de las temperaturas mínimas, ya que este alga tolera mal las temperaturas por debajo de 10° C (Meinesz, 1979), que se alcanzaban con frecuencia antes de que se ampliara El Estacio. Por otro lado, crece casi continuamente durante todo el año y tiene una alta capacidad de generación vegetativa de nuevos tallos a partir de cualquier fragmento arrancado por el hidrodinamismo, lo que le confiere una alta tasa de colonización. Desde entonces, la variación progresiva de las condiciones ambientales de la laguna y el aumento en el estrés de los sedimentos y nutrientes en el agua en una fase posterior favorecieron al alga y perjudicaron a la fanerógama *C. nodosa*. Los fondos colonizados por *C. prolifera* aumentan rápidamente sus contenidos en limos y arcilla y materia orgánica, lo que conduce a la anoxia de los sedimentos. Aunque la anoxia por sí misma no explica la regresión de *C. nodosa*, ya que esta especie está adaptada a vivir en ambientes anóxicos (Terrados et al., 1999), sí puede haber contribuido a acelerar la regresión de la planta en zonas con limitaciones de luz. De hecho, la inestabilidad del sedimento es más ventajosa para las macroalgas que para las fanerógamas, y se ha demostrado que la combinación de escasez de luz y anoxia sedimentaria tiene efectos negativos en varias especies de fanerógamas marinas (Hemminga & Duarte, 2000). La biomasa de *C. nodosa* disminuye bruscamente cuando el contenido de limo y arcilla del sedimento excede del 15% (Terrados et al., 1998) y, en el Mar Menor, *C. nodosa* es muy escasa y muestra una biomasa muy baja cuando el contenido de materia orgánica es superior al 9% y la fracción de limo y arcilla es superior al 44% (Pérez-Ruzafa et al., 2012). Por lo tanto, aunque no está claro si *C. prolifera* y *C. nodosa* son especies en competencia, hay claras evidencias de que las transformaciones en el sedimento producidas por *C. prolifera* afectan en gran medida a la fanerógama.

2.1.1. Impacto de la ampliación de los canales en la actividad pesquera

El grado de comunicación entre las lagunas y el mar no solo determina la diversidad y la colonización de especies marinas, sino también la actividad pesquera y la productividad biológica (Pérez-Ruzafa et al., 1991; 2007b; Lae, 1994; Pombo et al., 2002). Pero el efecto del dragado de las golas de las lagunas costeras en la producción pesquera no está claro y puede variar considerablemente dependiendo de la laguna (Pérez-Ruzafa et al., 2012).

El aumento de la biodiversidad en la laguna del Mar Menor, como resultado de los procesos de colonización ocurridos a fines del siglo XIX después de la apertura de la gola artificial del Charco y después de la ampliación del canal del Estacio en los años 1970, se ha vinculado a una disminución de las capturas de las principales especies comerciales, principalmente mugílidos y dorada.

La disminución de las capturas totales en la laguna fue más pronunciada en el caso de las modificaciones en El Charco debido al rendimiento extremadamente alto y casi monoespecífico o monotaxonómico existente en ese momento y basado en las especies de mugílidos. La caída en el rendimiento pesquero producida por las obras en El Charco fue objeto de estudio de dos informes científicos (Butigieg, 1927; Navarro, 1927) que buscaban una explicación para la misma. Estos estudios atribuyeron la disminución de las capturas a la bajada de la salinidad, la colonización de nuevas especies (como *S. aurata*), y la expansión de las praderas de *C. nodosa*. Sin embargo, otros factores podrían ser responsables, como la caída en la productividad biológica en sí misma, tanto bentónica como planctónica, asociada a una menor intensidad del gradiente de salinidad.

En el caso de las obras de El Estacio, la caída de la captura afectó tanto a *S. aurata* como a las especies de la familia Mugilidae, hecho que también está relacionado con el aumento de la diversidad de peces y una nueva disminución de la salinidad, pero principalmente con la colonización y la rápida expansión del alga *Caulerpa prolifera*, que produjo un alto grado de acumulación de materia orgánica y anoxia en los sedimentos (Pérez-Ruzafa & Marcos, 1987; Pérez-Ruzafa et al., 2005b).

En ambos casos, hubo un aumento significativo en el número de especies pescadas y en la contribución de especies mediterráneas a la captura total de la flota, especialmente después de que se amplió El Estacio. En este marco, como hemos visto, las actividades humanas (por ejemplo, la modificación de las golas) afectan a la pesca tanto en la abundancia como en la composición de especies. Sin embargo, las pesquerías en el Mar Menor parecen estar compensadas por una cierta adaptabilidad homeostática del sistema. Como resultado, se mantiene un equilibrio dinámico en el que la captura total permanece alrededor del rendimiento máximo sostenible (RMS) como resultado de la combinación del esfuerzo pesquero dentro y fuera de la laguna, la alternancia en la abundancia de las especies y la incorporación de nuevas especies en la pesquería. El sistema en su conjunto se mantiene gracias a la productividad asociada a los intensos gradientes fisicoquímicos existentes en las lagunas costeras, y está regulado por las restricciones impuestas en las golas tanto a los flujos de agua como de especies (Marcos et al., 2015). Otros factores que están actuando incluyen las oscilaciones de temperatura y las tendencias relacionadas con el cambio climático que operan a distintas escalas temporales, tanto a corto como a largo plazo (Marcos et al., 2015).

2.1.2. Actuaciones en las golas como herramienta de restauración o gestión

El mantenimiento del intercambio entre las lagunas costeras y el mar a través de las golas se considera generalmente esencial para su funcionamiento biológico (Quignard, 1984) y para evitar las crisis distróficas (Rossi, 1984). Además, como la pesca en las lagunas costeras se basa principalmente en migradores marinos, abrir o cerrar una o más golas y completar las operaciones de dragado de mantenimiento en los canales son prácticas habituales de gestión en las lagunas costeras en el mundo (Pérez-Ruzafa & Marcos, 2012). Sin embargo, los efectos del dragado o la construcción de nuevos canales de comunicación pueden variar considerablemente de una laguna a otra, y las formas en que se gestionan las golas deben ser cuidadosamente analizadas (Pérez-Ruzafa & Marcos, 2012). Mientras que en algunas lagunas el aumento del intercambio con el mar puede mejorar las pesquerías (Castro, 1984), en otras puede llevar a una disminución en los rendimientos de la pesca (Peja et al., 1996; Marcos et al., 2016). Como se comentó

anteriormente, los rendimientos pesqueros en las lagunas costeras se relacionan principalmente con la intensidad de los gradientes fisicoquímicos, aumentando con las diferencias hidrográficas con el mar y la complejidad del perímetro, y aumentando también cuando la profundidad media de la laguna es baja (Jojeux & Ward, 1998; Pérez-Ruzafa et al., 2007b; Pérez-Ruzafa & Marcos, 2012). Por lo tanto, dependiendo de las condiciones geomorfológicas e hidrodinámicas iniciales, el dragado de los canales en algunos casos puede evitar el aislamiento excesivo de la laguna facilitando un gradiente activo y, en otros casos, puede aumentar excesivamente la comunicación con el mar, homogeneizando el sistema y reduciendo la intensidad de los gradientes, lo que lleva a un aumento o una disminución, respectivamente, del rendimiento pesquero.

Estas prácticas, vinculadas o no a la actividad pesquera, también pueden provocar cambios significativos en las condiciones ambientales, la introducción de nuevas especies y la distribución de macrófitos bentónicos, teniendo importantes consecuencias en las comunidades biológicas lagunares (Pérez-Ruzafa et al., 1991; Dye, 2005; Gamito et al., 2005). El grado de influencia marina y la geomorfología de las golas, que regulan las tasas de colonización de organismos marinos e introducen restricciones al flujo de organismos (incluidos los genes), son elementos clave para determinar la riqueza de especies y la heterogeneidad espacial y la estructura interna de las comunidades de las lagunas (Pérez-Ruzafa & Marcos, 1992; Pérez-Ruzafa et al., 2007b). La variabilidad espacio-temporal resultante y la complejidad del ecosistema son una de las bases de la capacidad homeostática de estos ambientes (Pérez-Ruzafa et al., 2005a; Pérez-Ruzafa, 2015). Por lo tanto, los efectos complejos de modificar la geomorfología de los canales de comunicación entre la laguna y el mar abierto sobre la biodiversidad general y la estructura de las comunidades lagunares deben tenerse en cuenta en cualquier plan de restauración o de gestión integrada para estos ecosistemas.

2.2. Impacto de las obras costeras y la creación de playas

Algunos de los cambios más importantes en las lagunas costeras han ocurrido debido a las obras costeras, generalmente para el desarrollo de infraestructuras turísticas y urbanas (relleno de terrenos, desarrollo inmobiliario y servicios asociados, construcción de puertos deportivos, diques, etc.). En el caso de la laguna del Mar Menor, se han realizado diferentes acciones tendentes a la obtención de terrenos ganados al mar, como las de los años 1970 que produjeron la desaparición de “El Vivero”, un área poco profunda al sur de La Manga (la barrera arenosa que separa la laguna del Mediterráneo), conocida por los pescadores como un lugar de reclutamiento y cría de numerosas especies de peces. Más tarde, en 1986, el Ministerio de Obras Públicas de España inició un plan para crear playas artificiales en la laguna. Las acciones consistieron en el dragado de sedimentos arenosos en las áreas poco profundas al norte de La Manga y su bombeo a las áreas 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 acciones, tanto las áreas de dragado como las de vertido sufrieron cambios en las características del hábitat. Ambas zonas eran originalmente someras, con profundidades de menos de 1.5 m, y arenosas, sin cobertura vegetal o con manchas aisladas de *C. nodosa*. Una pradera densa de *Caulerpa prolifera* comenzó a formarse en el límite profundo de las dos áreas, a profundidades superiores a 1.5 m. Tras los trabajos de dragado y bombeo, tuvo lugar un aumento en la producción primaria del microfitorbentos (Figura 3a), lo que indujo un incremento de la materia orgánica y las partículas finas en el sedimento (Figura 3b). Al mismo tiempo, la reducción de la penetración de la luz en las zonas poco profundas debido a la turbidez favoreció la rápida expansión de *C. prolifera*, que se comporta como una especie adaptada a la sombra con una baja capacidad fotoprotectora (García-Sánchez et al., 2012) (Figura 3c). Este proceso fue más rápido en las áreas de dragado, donde el 50% de los agujeros fueron densamente

colonizados por *C. prolifera* o *Chaetomorpha linum* (Pérez-Ruzafa et al., 1991; 2006). Como resultado, tanto en áreas de dragado como de bombeo, la alteración del sustrato produjo un cambio en la composición de los fondos lagunares. Los sustratos arenosos dominados por arena gruesa y fina y bajos en limo, arcilla y materia orgánica (siempre menos del 0.5%) fueron reemplazados por un fondo fangoso con praderas densas de *C. prolifera*, dominado por arena fina y con altos porcentajes de limo, arcilla y materia orgánica que superaron el 8% en pocos meses y aumentan anualmente.

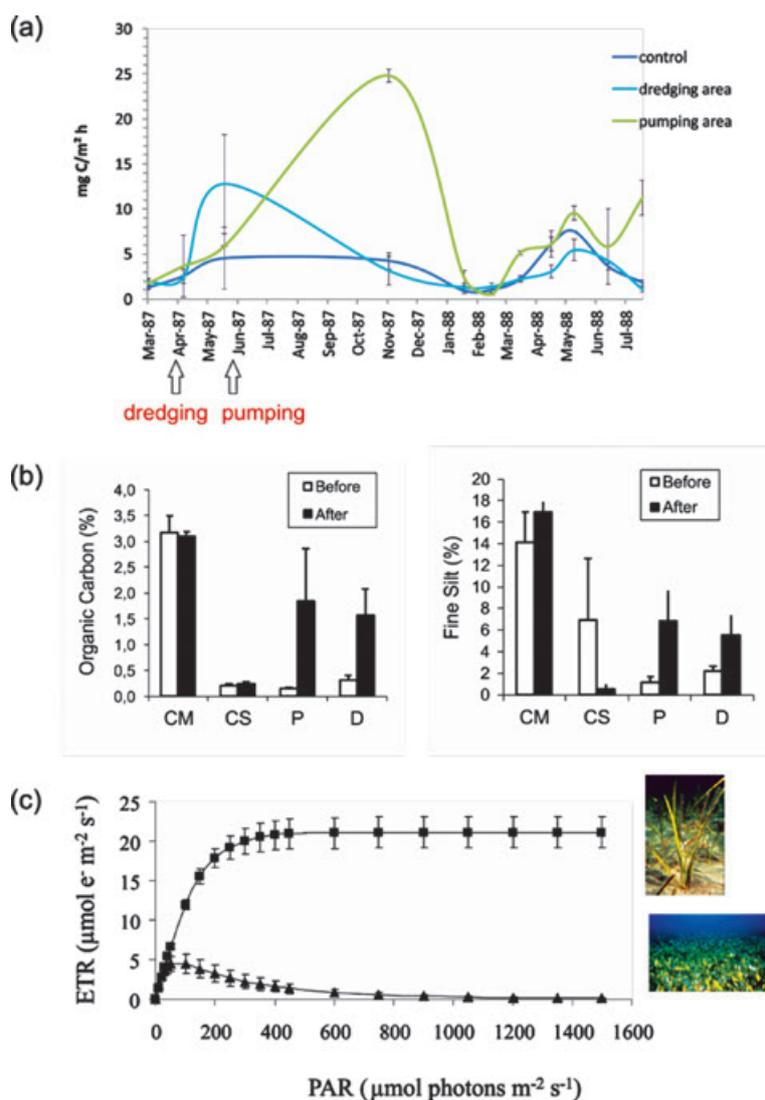


Figura 3. Secuencia de eventos después del dragado y del bombeo de sedimentos para la creación de playas en la laguna del Mar Menor: (a) después de las actuaciones de dragado y bombeo en los fondos arenosos, la producción primaria del microfitorobentos aumenta en comparación con las áreas de control; (b) en consecuencia, el contenido de carbono orgánico y partículas finas en el sedimento aumenta tanto en las zonas de bombeo como de dragado, pasando de ser los típicos fondos arenosos a ser similares a los fondos propios de la pradera de *Caulerpa prolifera* (CM — control en praderas de *Caulerpa*; CS — control en los fondos arenosos; P — área de bombeo; D — área de dragado); (c) dado que la eficiencia fotosintética medida como tasa de transporte de electrones (ETR) muestra inhibición en *C. prolifera* (triángulos) a intensidad de luz más baja que en *C. nodosa* (cuadrados), como consecuencia de la turbidez producida durante las actuaciones, *C. prolifera* se propaga en las áreas afectadas, donde su crecimiento estaba limitado previamente por la alta irradiancia. Modificado de Pérez-Ruzafa et al., 1991 (a); Pérez-Ruzafa et al., 2006 (b) y García-Sánchez et al., 2012 (c).

Como consecuencia de los cambios en la vegetación y las características de los sedimentos, las comunidades de peces también cambiaron radicalmente. Las transformaciones observadas pueden interpretarse como una respuesta general a las perturbaciones. El estrés incrementó la abundancia de peces en un primer momento, después de aumentar la productividad y sustituir las especies estrategas de la *K* por oportunistas. La riqueza y diversidad de especies aumentaron bajo perturbaciones moderadas (en las áreas de bombeo y alrededor de la zona de dragado) después del primer impacto, de acuerdo con la hipótesis de la perturbación intermedia (Connell, 1978), pero disminuyeron drásticamente en las áreas muy afectadas (dentro de los agujeros). Finalmente, la colonización por praderas de *C. prolifera* produjo un cambio significativo en los poblamientos de peces al sustituir la característica comunidad de fondos arenosos, dominada por *Pomatoschistus marmoratus*, *Gobius niger* y *Callionymus* spp., por una comunidad dominada por *G. niger*, empobreciendo significativamente tanto la abundancia como la riqueza de especies (Pérez-Ruzafa et al., 2006). Todos los intentos de extraer los fangos producidos y rellenar con arena realizados durante los últimos 20 años han producido los mismos efectos, empeorando la situación año tras año.

2.2.1. Introducción de hábitats artificiales

Un aspecto de las obras costeras es la introducción de nuevos sustratos, generalmente rocosos o de madera, para la construcción de postes, muelles, rompeolas y diques. Algunos de estos elementos, como los postes de señalización y amarre en Venecia, o los balnearios y embarcaderos en el Mar Menor, forman una parte importante del paisaje típico de estas lagunas.

Estas construcciones ofrecen un sustrato duro que suele ser escaso en la mayoría de las lagunas costeras, y está colonizado, en un proceso similar al observado en los arrecifes artificiales, por especies de algas, invertebrados y peces que de otra manera no podrían habitar estos ambientes. La comunidad de los rompeolas y diques es similar a aquellas que viven en fondos rocosos naturales en la laguna, tanto en términos de composición de especies como de estructura de la comunidad. Sin embargo, la complejidad estructural de las construcciones artificiales puede ser mayor que la de los sustratos rocosos naturales, lo que favorece la abundancia y la riqueza específica de las comunidades. Los estudios en la laguna del Mar Menor demuestran que la colonización tiene lugar pocos meses después de la instalación de los sustratos artificiales. La abundancia tiende a permanecer constante a través del tiempo, aunque la llegada de nuevas especies y el proceso de estructuración de la comunidad pueden continuar a lo largo de los años. Además, los bloques, y especialmente los muelles sobre pilares, generan entornos de baja iluminación apropiados para el desarrollo de comunidades complejas de organismos bentónicos, principalmente filtradores (Foto 1).

La introducción moderada de sustratos duros podría considerarse, en sí misma, una forma de aumentar la diversidad ambiental en las lagunas costeras. Los sustratos duros artificiales podrían tener un impacto positivo bajo ciertas condiciones, porque añaden riqueza de especies, diversidad biológica y heterogeneidad espacial a las comunidades originales. Sin embargo, se debe considerar que dependiendo de su diseño y tamaño, estas estructuras, como los rompeolas construidos para puertos y la creación de playas, pueden modificar el régimen hidrodinámico en las áreas circundantes, y los fondos arenosos serán sustituidos por fangosos como consecuencia de los procesos de sedimentación y retención de biomasa muerta. Por lo tanto, durante la etapa de planificación deben tenerse en cuenta la idoneidad de instalar rompeolas u otros sustratos rocosos artificiales, su efecto sobre la hidrodinámica y, como resultado, sobre las tasas de sedimentación y las características del fondo en el área de influencia (Pérez-Ruzafa et al. 2006).

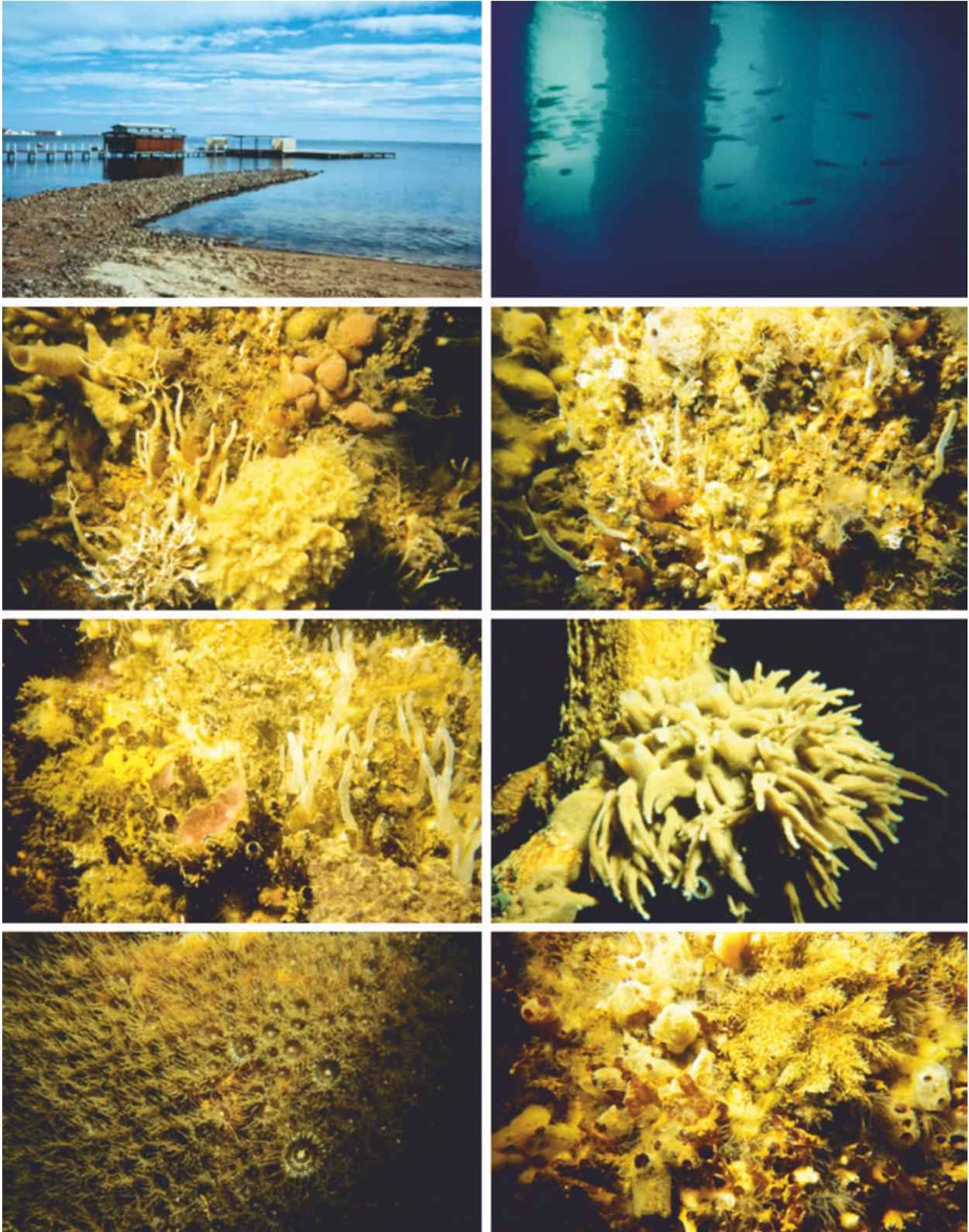


Foto 1. Los balnearios y embarcaderos tradicionales son una mejor opción para el baño en las lagunas costeras que la creación de playas artificiales mantenidas por rompeolas o diques. Los pilares debajo del muelle mantienen una comunidad bien estructurada de organismos esciáfilos filtradores como los típicos de las cuevas submarinas. Las fotografías de aproximación muestran diferentes aspectos de la comunidad dominada por esponjas, cnidarios, poliquetos, briozoos y ascidias, que contribuyen a mantener la calidad del agua y aumentar la biodiversidad de la laguna.

2.3. Proceso de eutrofización

Hasta la década de 1970, el Mar Menor era marcadamente oligotrófico, siendo su principal característica distintiva la transparencia de las aguas en comparación con la gran mayoría de las lagunas costeras. La producción primaria era principalmente bentónica, con la fanerógama *C. nodosa* siendo el macrófito principal, la cual fue reemplazada después de la ampliación de la gola de El Estacio por una pradera mixta de *Cymodocea-Caulerpa*, con una biomasa de aproximadamente $280 \text{ g PS} \cdot \text{m}^{-2}$ (Pérez-Ruzafa, A., 1989; Pérez-Ruzafa et al., 1989; Terrados & Ros, 1991). En ese momento, la alta biomasa de los macrófitos bentónicos contrastaba con la baja densidad de fitoplancton (Ros & Miracle, 1984) y la oligotrofia de la columna de agua (Gilbert, 2001). Según datos de mediados de la década de 1980, el 63.18% de la producción primaria total de la laguna era debida a *C. prolifera*, el 0.42% a *C. nodosa*, el 0.24% a algas fotófilas, el 11.62% al microfitobentos, y el 24.53% al fitoplancton (Terrados & Ros, 1991). Sin embargo, este estado trófico se ha perdido durante la última década, estando la historia reciente de los aportes de nutrientes a la laguna estrechamente relacionada al desarrollo urbano y agrícola, ya sea en la costa o en la cuenca de drenaje.

La eutrofización no es un estado trófico, sino un proceso derivado del aumento en el aporte de materia orgánica al ecosistema (Likens, 1972; Nixon, 1995; Gamito et al., 2005). Generalmente se asocia con el aumento en la entrada de nutrientes inorgánicos que favorecen la producción primaria (European Environment Agency, 2001), lo que conduce a un reemplazo progresivo de las fanerógamas marinas y algas de crecimiento lento por algas de crecimiento rápido y, finalmente, por fitoplancton, que termina dominando el sistema (Gamito et al., 2005). Este proceso se ha descrito en muchas lagunas costeras (Reyes & Merino, 1991; Boynton et al., 1996; Taylor et al., 1999) y ha sido modelado (Giusti et al., 2010). Cuando la eutrofización es crónica, sus efectos incluyen estados de anoxia, proliferaciones de fitoplancton tóxico, muerte masiva de organismos bentónicos y cambios drásticos en la distribución de las especies. Una vez que se desencadena el proceso, es difícil desacelerarlo. Debido a la liberación progresiva de nutrientes acumulados en el sedimento durante su desarrollo, el empobrecimiento de especies y la simplificación de la red trófica, el estado eutrófico puede prolongarse durante mucho tiempo, incluso si cesa la entrada de nutrientes (Nienhuis, 1992).

En general, las lagunas costeras y los estuarios se consideran particularmente sensibles a los efectos de los aportes de nutrientes (European Environment Agency, 1999; Taylor et al., 1999; NRC, 2000). Las descargas urbanas son comúnmente consideradas como la principal fuente de fósforo en los sistemas acuáticos y en muchas lagunas costeras (Vaulot & Frisoni, 1986), mientras que la agricultura se considera frecuentemente como la principal fuente de nitrógeno.

La alteración del ciclo de nutrientes se considera una de las principales causas de las proliferaciones de algas, que a menudo se estimulan por la disponibilidad de nitrógeno (Valiela et al., 1997; Taylor et al., 1999) y generalmente producen crisis distróficas en algunas lagunas (Amanieu et al., 1975; Boutiere et al., 1982; Reyes & Merino, 1991; Ferrari et al., 1993; Sfriso et al., 1995; Viaroli et al., 1996; Guyoneaud et al., 1998; Bachelet et al., 2000; Sakka Hlaili et al., 2007; Specchiulli et al., 2009; Giusti et al., 2010). Las fluctuaciones drásticas en la producción primaria, ya sean estacionales o diarias, producen un fuerte desequilibrio en el balance de oxígeno. El sistema pasa de estar sobresaturado durante las fases efímeras de alta producción autótrofa y acumulación de materia orgánica, a períodos de anoxia, cuando pasa a fases heterotróficas con un alto consumo de oxígeno (D'Avanzo et al., 1996; Viaroli et al., 2001; Viaroli & Christian, 2003).

Los datos recogidos en la laguna del Mar Menor durante los últimos 20 años prueban la existencia de un proceso clásico de eutrofización, pero con algunas desviaciones. El turismo intenso y el desarrollo urbano comenzaron a principios de los años 1970. Durante este período, la producción primaria, tanto bentónica (Terrados & Ros, 1991) como en la columna de agua, estuvo limitada por las bajas entradas de nitrógeno, que llegaba principalmente con la escorrentía, en especial durante la estación lluviosa en invierno, mientras que el fósforo penetró directamente desde fugas de agua urbana, principalmente en verano y en la mayoría de los casos sin ningún tratamiento (Gilabert, 2001). A mediados de la década de 1980, las concentraciones de nitratos eran bajas y siempre inferiores a $1 \mu\text{mol NO}_3^- \cdot \text{L}^{-1}$, en contraste con los valores más altos de fosfato. Posteriormente, a finales de la década de 1980, se construyeron redes de alcantarillado y plantas de tratamiento para las principales áreas urbanas, reduciendo las entradas de fósforo, excepto en algunos desbordamientos del sistema de recolección de agua. Cuando las plantas de tratamiento de agua estuvieron operativas, la actividad agrícola comenzó a transformarse de secano con un bajo uso de fertilizantes a regadíos con una sobrefertilización con compuestos de nitrógeno. A finales de la década de 1990, el nitrato alcanzó concentraciones de hasta $8 \mu\text{mol NO}_3^- \cdot \text{L}^{-1}$, especialmente durante la primavera y el verano, estimulando el crecimiento de algas grandes fitoplanctónicas (Pérez-Ruzafa et al., 2002). Por lo tanto, el fósforo se convirtió en el factor limitante para la productividad biológica en la laguna, con una concentración alta de nitrógeno la mayor parte del tiempo.

Como resultado de los cambios en el régimen de entrada de nutrientes, la columna de agua en el Mar Menor cambió de oligotrófica a eutrófica, proporcionando las condiciones para el crecimiento de células fitoplanctónicas más grandes, de modo que las comunidades dominadas por pequeños flagelados (*Rhodomonas* y *Cryptomonas*) en invierno, y diatomeas y dinoflagelados de primavera a otoño, fueron reemplazados por diatomeas grandes como *Coscinodiscus* spp. y *Asterionella* spp. presentes durante todo el año.

Sin embargo, contrariamente a las expectativas en un sistema con altas cargas de nutrientes, durante 20 años, desde que comenzaron las prácticas de regadío, a principios de los años 1990, hasta principios de 2010, la laguna del Mar Menor aún mantenía una baja biomasa de fitoplancton y no hubo un aumento significativo en la concentración de clorofila en la columna de agua (Pérez-Ruzafa et al., 2002) (Fig. 4).

Desde 1995 también ha tenido lugar una intensa proliferación de las medusas *Rhizostoma pulmo* y *Cotylorhiza tuberculata*, que colonizaron la laguna del Mar Menor después de la ampliación de El Estacio. *Aurelia aurita*, la única medusa nativa del Mar Menor, se convirtió en la menos abundante, teniendo su mayor densidad en primavera (abril y mayo). *R. pulmo* comienza a proliferar en mayo, mientras *C. tuberculata* tiene su pico de abundancia en julio y agosto, pudiendo llegar a más de 12 individuos por 100 m^3 (Fig. 5). A mediados del verano de 1997, la población de medusas en la laguna se calculó en unos 40 millones de individuos (Pérez-Ruzafa et al., 2002).

A pesar del proceso de eutrofización, la comparación de la dinámica estacional entre 1988, cuando la concentración de nitrato era baja, y 1997, después de que los aportes de nutrientes aumentaran considerablemente, no mostró cambios significativos en la pendiente de los espectros de biomasa de la red trófica pelágica. Esto se debió al control combinado directo e indirecto de arriba-abajo (*top-down*) ejercido por estas medusas alóctonas (*R. pulmo* y *C. tuberculata*) que se alimentaban de diatomeas grandes, tintinnidos, larvas veliger y copépodos (Pérez-Ruzafa et al., 2002) (Fig. 6a). La concentración de clorofila *a* mostró una relación negativa con la concentración de nutrientes y una relación positiva con la abundancia de ictioplancton, sugiriendo que el fitoplancton controla la concentración de nutrientes, mientras que los herbívoros son controlados por las larvas de peces (Fig. 5a, c), lo que refuerza la evidencia de un control

de arriba-abajo de la red trófica (Pérez-Ruzafa et al., 2005a). Además, la variación en las relaciones entre la abundancia de larvas de peces y la concentración de clorofila *a* mostró una dinámica estacional muy definida con un ciclo límite (Fig. 6b). La combinación de efectos directos e indirectos en diferentes tramos del espectro de tamaños (p. ej., el efecto de las medusas sobre los tintinnidos y copépodos, que permite el crecimiento del fitoplancton pequeño) y mecanismos de control de arriba-abajo y de abajo-arriba (*bottom-up* y *top-down*) (Lehman, 1991; Cottingham, 1999) se traduce en una estructura de tamaños diferente de lo que se esperaría bajo condiciones eutróficas.

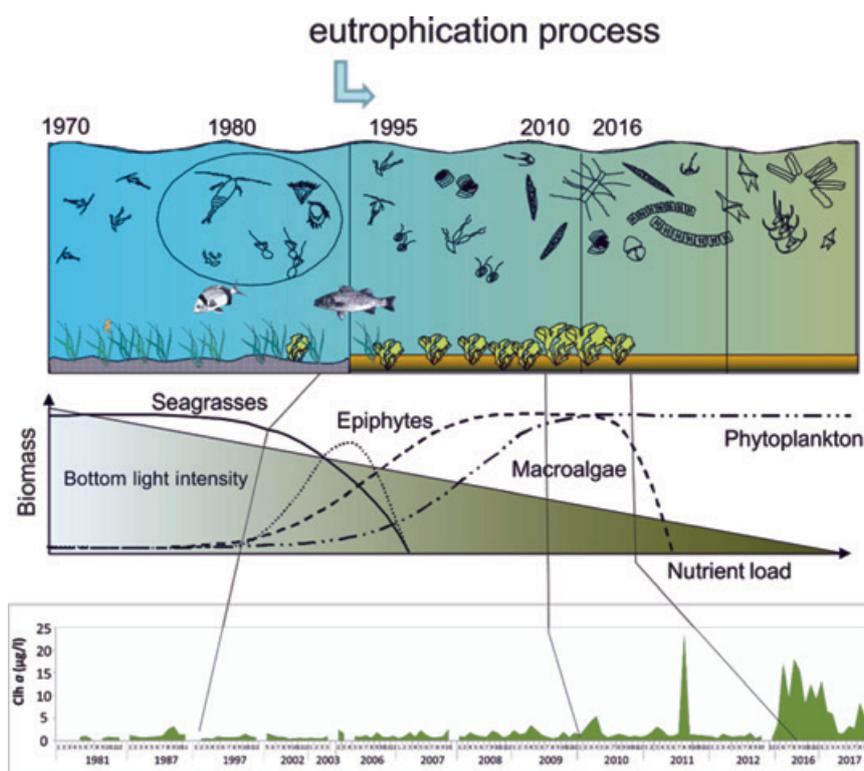


Figura 4. Modelo conceptual del proceso de eutrofización y cronología de los principales cambios observados en el caso de la laguna costera del Mar Menor. El gráfico inferior muestra la dinámica temporal de la concentración de clorofila *a* en la columna de agua durante todo el proceso. Adaptada de Gamito et al. (2005).

Las oscilaciones y variaciones espaciales en la amplitud del ciclo límite (Fig. 6c) pueden explicarse biológicamente como resultado de desbordamientos de la densidad de individuos producidos por el retardo en la respuesta de los herbívoros a la disponibilidad de alimento, o debido a diferencias en la estructura de la comunidad y los ciclos de vida de las especies (Scheffer, 1998), que dan lugar a mecanismos de control homeorréticos (según Odum, 2000) y retardos en la respuesta a lo largo de los diferentes niveles de la red trófica. La estabilidad temporal de los mecanismos de regulación en la laguna del Mar Menor, y probablemente en otros sistemas, puede deberse a los desajustes estacionales en la reproducción y en los ciclos de vida de las diferentes especies estuarinas (Pérez-Ruzafa et al., 2004; 2005a), la inmigración de especies marinas y, en general, a la heterogeneidad espacial y temporal de las comunidades biológicas determinadas por las restricciones a la colonización de especies procedentes del mar abierto a través de las golas. Las conexiones plancton-bentos también pueden jugar un papel importante. De hecho, la importancia del control de arriba-abajo sobre el fitoplancton, ejercido por bivalvos filtradores y otros organismos bentónicos, se ha descrito en diferentes bahías costeras (Heck & Valentine, 2007; Newell et al., 2007; Lonsdale et al., 2009).

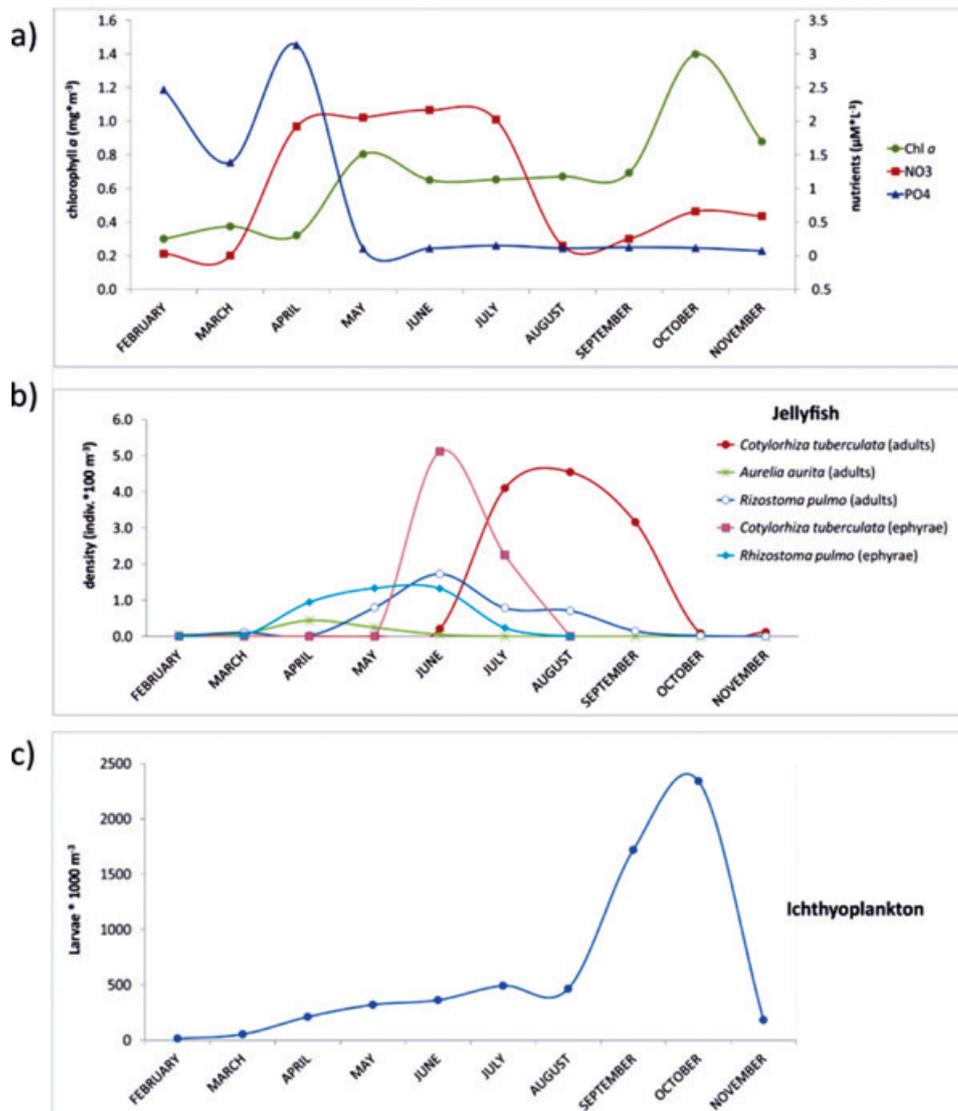


Figura 5. Dinámica estacional en (a) la concentración de nutrientes (NO_3^- y PO_4^{3-}) y de clorofila *a*; (b) abundancia de medusas (incluyendo éfiras y fases adultas de *Rhizostoma pulmo* y *Cotylorhiza tuberculata* y adultos de *Aurelia aurita*); y (c) densidad de ictioplancton. Adaptada de Pérez-Ruzafa et al. (2011a).

Esta situación cambió dramáticamente desde el año 2015. La entrada sostenida de nitratos, el aumento de las temperaturas y las anomalías en el ciclo térmico invernal, que redujeron las poblaciones de medusas a un mínimo durante dos años, provocaron un deterioro de la calidad del agua en la laguna. La profundidad de visibilidad del disco Secchi se redujo de alrededor de 6 m a menos de 0.5 m, por lo que la profundidad de compensación se situó por encima de la profundidad media de la laguna, con la consiguiente mortandad de las praderas situadas a más de 2 m de profundidad. Desde entonces, la columna de agua ha estado dominada por densas poblaciones de *Synechococcus* sp. En los poblamientos bentónicos infralitorales sobre sustratos duros, la comunidad fotófila sobre roca con dominancia de Fucales (IRFu) fue reemplazada por una comunidad fotófila dominada por *Alsidium corallinum* (IRA) y Ulvales (Fig. 1).

La laguna se encuentra actualmente en una situación crítica, con fluctuaciones forzadas por una climatología cada vez más impredecible y con fuertes lluvias en otoño e invierno que han afectado drásticamente su salinidad durante meses. Debido a esto, es difícil anticipar su evolución. Sin embargo,

la laguna aún respondió a las medidas de gestión destinadas a reducir los vertidos de nutrientes, recuperando la transparencia del agua (alcanzando una visibilidad del disco Secchi de hasta 5 m) durante la primavera y el comienzo del verano de 2017, pero perdiéndola nuevamente después del aumento de temperaturas a mediados del verano.

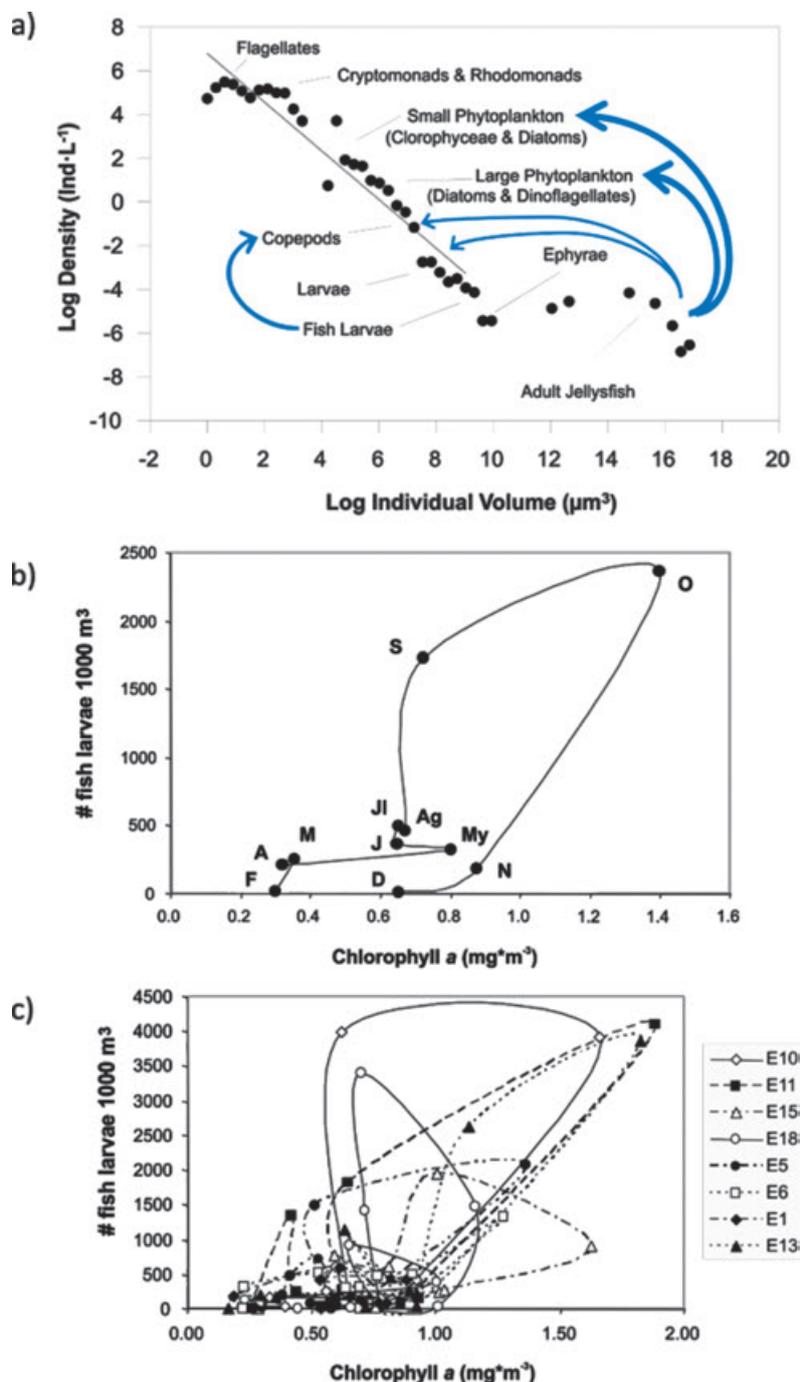


Figura 6. (a) Control de arriba-abajo (*top-down*) ejercido por las medusas y el ictioplancton en los diferentes compartimentos de la red trófica del Mar Menor, mostrado en una representación del espectro de tamaños y de biomasa de la red trófica pelágica desde los flagelados pequeños (2 µm de diámetro) hasta las medusas adultas (hasta 40 cm de diámetro), según Pérez-Ruzafa et al. (2002); (b) variabilidad media y (c) espacio-temporal (los símbolos representan diferentes estaciones de muestreo: E1 a E18) del ciclo estacional regular de la relación entre la densidad de larvas de peces y la concentración de clorofila a en la laguna Mar Menor, adaptada de Pérez-Ruzafa et al. (2005).

Observaciones finales

La laguna del Mar Menor es un buen ejemplo de cómo el no tener en cuenta el funcionamiento de los procesos ecológicos ha conducido a situaciones críticas, con la disminución de la producción pesquera y la pérdida de artes tradicionales, el deterioro de las zonas de baño, la pérdida de la calidad del agua y un grave proceso de eutrofización. El fracaso de las medidas de gestión previas, basadas en contrarrestar las consecuencias de ciertas acciones con más acciones del mismo tipo, demuestra que para encontrar las soluciones correctas, se requiere un conocimiento profundo de los procesos singulares que tienen lugar en las lagunas costeras. Muchas de las consecuencias de estas acciones implican riesgos potenciales para los usos humanos en la laguna y la economía local, y esto debe tenerse en cuenta además de las características ambientales y biológicas que están en riesgo (Pérez-Ruzafa & Marcos, 2005). De hecho, las actividades económicas de las lagunas costeras dependen estrechamente de los procesos ecológicos. Cualquier medida de gestión debe valorar los equilibrios que mantienen la productividad biológica inherente en las lagunas costeras, así como las restricciones a los flujos hidrodinámicos y biológicos que permiten la aparición de heterogeneidad espacio-temporal y complejidad ecológica, que son la clave para la capacidad de regulación de estos ecosistemas. Las medidas de restauración pueden considerar la introducción de sustratos duros y estructuras rocosas, la restauración de sedimentos o el mantenimiento de los canales de comunicación con el mar abierto. Sin embargo, estas soluciones solo funcionarán si mantienen los gradientes naturales y la heterogeneidad espacio-temporal; emulan los procesos naturales producidos por las corrientes, las olas y la dinámica natural en intensidad y duración; y tienen en cuenta las adaptaciones y las interacciones complejas entre las especies en las diferentes comunidades afectadas. Por un lado, la productividad puede aumentarse al intensificar los gradientes y las entradas de energía en el sistema. Este papel lo desempeñan las entradas de sustancias orgánicas o nutrientes, que promueven la productividad biológica; las descargas de agua dulce, que aumentan la diferencia de salinidad con el mar; las obras costeras y el relleno de terrenos ganados al mar, que generalmente aumentan el perímetro de la laguna; el dragado y bombeo de sedimentos que aumentan la transferencia de nutrientes a la columna de agua; o la pérdida de profundidad o superficie lagunar que intensifica los gradientes fisicoquímicos. Un exceso de producción puede conducir a procesos de eutrofización y pérdida de calidad de aguas y simplificación del ecosistema. Por otro lado, la complejidad y heterogeneidad del sistema, que contribuyen al mantenimiento de la diversidad beta y a la preservación de las funciones homeostáticas y de autorregulación, pueden mantenerse restringiendo los flujos hidrodinámicos y energéticos, principalmente regulando los intercambios en los canales de comunicación con el mar, así como mediante el mantenimiento de praderas de fanerógamas marinas o estructuras artificiales. El equilibrio entre un efecto y otro es esencial si se quiere preservar un sistema productivo capaz de sostener las pesquerías o las comunidades de aves acuáticas sin evolucionar hacia estados demasiado acelerados y simples en los que se pierdan los mecanismos de autorregulación. Esto requiere una buena comprensión de las complejas relaciones de causas y efectos que tienen lugar como resultado de las distintas acciones humanas (Fig. 7). La construcción de modelos conceptuales y numéricos basados en el conocimiento científico y los resultados del control científico de las acciones citadas, son esenciales para anticipar los problemas y ayudar a la toma de decisiones.

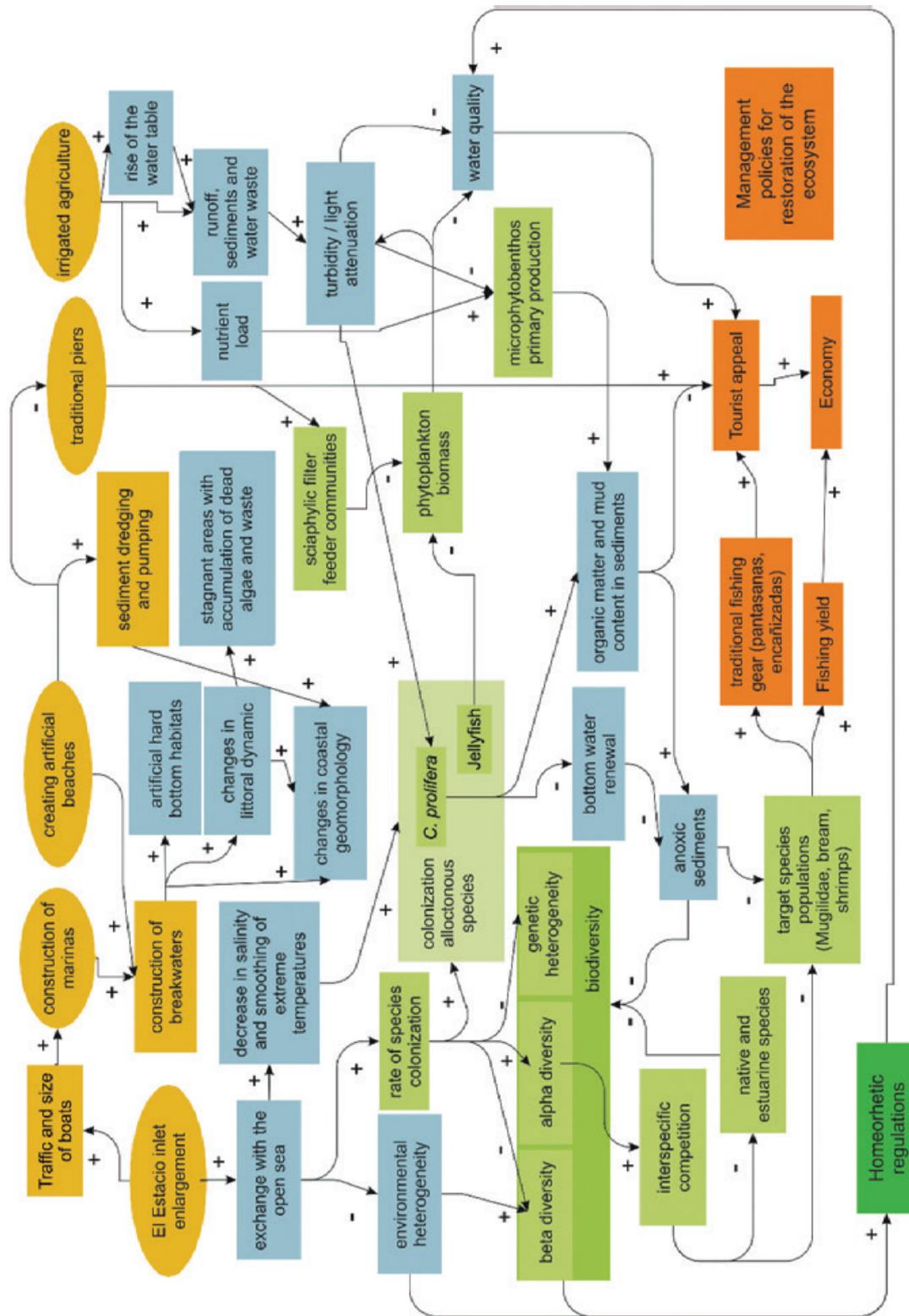


Figura 7. Diagrama de las relaciones causa-efecto entre las principales actividades humanas (recuadros amarillos), condiciones ambientales (recuadros azules), procesos y descriptores biológicos (verde) y aspectos socioeconómicos (naranja). El signo más indica efectos crecientes, y el signo menos indica efectos decrecientes.

Referencias

- Alongi, D.M., 1998. *Coastal ecosystem processes*. CRC Press, Boca Raton, Florida.
- Amanieu, M., B. Baleux, O. Guelorget & P. Michel, 1975. Etude Biologique et hydrologique d'une crise dystrophique (malaigue) dans l'étang du Prévost a Palavas (Hérault). *Vie et Milieu* 25B(2):175-204.
- Augier, H., 1982. Inventory and classification of marine benthic biocenoses of the Mediterranean. Council of Europe, European Committee for the Conservation of Nature and Natural Resource, Strasbourg, Nature and Environment Series 25.
- Bachelet, G., X. De Montaudouin, I. Auby & P.J. Labourg, 2000. Seasonal changes in macrophyte and macrozoobenthos assemblages in three coastal lagoons under varying degrees of eutrophication. *Ices Journal of Marine Science* 57(5):1495-1506.
- Barnes, R.S.K., 1980. *Coastal lagoons*. Cambridge Studies in Modern Biology 1, Cambridge University Press, Cambridge.
- Boutiere, H., F. Bovee, D. Delille, M. Fiala, C. Gros, G. Jacques, M. Knoepffler, J.P. Labat, M. Panouse, C. Soyer, 1982. Effect d'une crise dystrophique dans l'étang de Salses-Leucate. *Oceanologica Acta. Actes Symposium International sur les lagunes cotieres*, 231-242.
- Boynton, W.R., L. Murray, J.D. Hagy, C. Stokes & W.M. Kemp, 1996. A comparative analysis of eutrophication patterns in a temperate coastal lagoon. *Estuaries and Coasts* 19(2):408-421.
- Butigieg, J., 1927. La despoblación del Mar Menor y sus causas. *Boletín de Pesca*. Dirección General de Pesca del Ministerio de Marina. Instituto Español de Oceanografía 133:251-286.
- Campillo, J.A., M. Albertosa, N.J. Valdés, R. Moreno-González & V.M. León, 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.
- Carrada, G.C. & E. Fresi, 1988. Le lagune salmastre costiere. Alcune riflessioni sui problemi e metodi. In: Carrada, G.C., F. Cicogna & E. Fresi (eds) *Le lagune costiere: ricerca e gestione*. CLEM, Massa Lábrense, Nápoles, 36-56.
- Castro, C., 1984. Mejoramiento de lagunas costeras: algunos ejemplos de México. In: Kapetsky, J.M. & G. Lasserre (eds) *Management of coastal lagoon fisheries*. FAO Studies and Reviews, GFCM No. 61. FAO, Rome, 695-708.
- Conesa-Alcaraz, H.M., F.J. Jiménez-Cárceles, A. María-Cervantes, M.N. González-Alcaraz, C. Egea-Nicolás & J. Álvarez-Rogel, 2010. Heavy metal contamination caused by mining activities in the Mar Menor lagoon (SE Spain). In: Otero-Pérez, X.L. & F. Macías-Vazquez (eds) *Biogeochemistry and Pedogenetic Process in Saltmarsh and Mangrove Systems*, Nova Publishers, 233-248.
- Connell, J.H., 1978. Diversity in tropical rainforests and coral reefs. *Science* 199:1302-1310.

- Cottingham, K.L., 1999. Nutrients and zooplankton as multiple stressors of phytoplankton communities: Evidence from size structure. *Limnology and Oceanography* 44(3 part 2):810-827.
- D'Avanzo, C., J.N. Kremer & S.C. Wainright, 1996. Ecosystem production and respiration in response to eutrophication in shallow temperate estuaries. *Marine Ecology Progress Series* 141:263-274.
- Dauvin, J.C., 2007. Paradox of estuarine quality: benthic indicators and indices, consensus or debate for the future. *Marine Pollution Bulletin* 55:271-281.
- Dauvin, J.C. & T. Ruellet, 2009. The estuarine quality paradox: Is it possible to define an ecological quality status for specific modified and naturally stressed estuarine ecosystems? *Marine Pollution Bulletin* 59:38-47.
- Dezileau, L., A. Pérez-Ruzafa, P. Blanchemanche, J.P. Degeai, O. Raji, P. Martinez, C. Marcos & U. Von Grafenstein, 2016. Extreme storms during the last 6500 years from lagoonal sedimentary archives in the Mar Menor (SE Spain). *Climate of the Past* 12 (6):1389-1400.
- Duarte, C.M., A. Borja, J. Carstensen, M. Elliot, D. Krause-Jensen & N. Marbá, 2015. Paradigms in the recovery of estuarine and coastal ecosystems. *Estuaries and Coasts* 38:1202-1212.
- Dye, A.H., 2005. Meiobenthos in intermittently open/closed coastal lakes in New South Wales: spatial and temporal patterns in densities of major taxa. *Marine and Freshwater Research* 56(8):1055-1067.
- Elliott, M. & V. Quintino, 2007. The estuarine quality paradox, environmental homeostasis and the difficulty of detecting anthropogenic stress in naturally stressed areas. *Marine Pollution Bulletin* 54(6):640-645.
- Elliott, M., D. Burdon, K.L. Hemingway & S.E. Apitz, 2007. Estuarine, coastal and marine ecosystem restoration: Confusing management and science—A revision of concepts. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 74:349-366.
- European Environment Agency, 1999. Nutrients in European Ecosystems. Environmental Assessment Report 4. Office for official publications of the European Communities.
- European Environment Agency, 2001. Eutrophication in Europe's coastal waters. Topic Report 7, Copenhagen.
- European Environment Agency, 2015. Conservation status of habitat types and species (Article 17, Habitats Directive 92/43/EEC).
- Ferrari, I., V.U. Ceccherelli, M. Naldi & P. Viaroli, 1993. Planktonic and benthic communities in a shallow-water dystrophic lagoon. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie* 25:1043-1047.
- Gamito, S., J. Gilabert, C. Marcos & A. Pérez-Ruzafa, 2005. Effects of Changing Environmental Conditions on Lagoon Ecology. In: Gönenç, I.E. & J.P. Wolflin (eds) *Coastal Lagoons: Ecosystem Processes and Modeling for Sustainable Use and Development*. CRC Press, Boca Ratón, Florida, 193-229.

García-Carrascosa, A.M., 1982. Contribución al conocimiento del bentos del Mar Menor: poblamientos bentónicos de las islas Perdiguera, Redonda y del Sujeto. Estudio descriptivo y cartografía bionómica. Actas del I Simpósio Ibérico de estudio del bentos marino, San Sebastián, 795-812.

García-Sánchez, M., N. Korbee, I.M. Pérez-Ruzafa, C. Marcos, B. Domínguez, F.L. Figueroa & A. Pérez-Ruzafa, 2012. 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.

Gilbert, J., 2001. Seasonal plankton dynamics in a Mediterranean hypersaline coastal lagoon: the Mar Menor. Journal of Plankton Research 23:207-217.

Giusti, E., S. Marsili-Libellia, M. Renzi & S. Focardi, 2010. Assessment of spatial distribution of submerged vegetation in the Orbetello lagoon by means of a mathematical model. Ecological Modelling 221:1484-1493.

Gubbay, S., N. Sanders, T. Haynes, J.A.M. Janssen, J.R. Rodwell, A. Nieto, M. García-Criado, S. Beal, J. Borg, M. Kennedy, D. Micu, M. Otero, G. Saunders & M. Calix, 2016. European Red List of Habitats. Part 1. Marine habitats. European Union, 52 pp.

Guyoneaud, R., R. De Wit, R. Matheron & P. Caumette, 1998. Impact of macroalgal dredging on dystrophic crises and phototrophic bacterial blooms (red waters) in a brackish coastal lagoon. Oceanologica Acta 21(4):551-561.

Heck, K.L. Jr. & J.F. Valentine, 2007. The Primacy of Top-down Effects in Shallow Benthic Ecosystems. Estuaries and Coasts 30(3):371-381.

Hemminga, M.A. & C.M. Duarte, 2000. Seagrass ecology. Cambridge University Press.

Joyeux, J.C. & A.B. Ward, 1998. Constraints on Coastal Lagoon Fisheries. Advances in Marine Biology 34:74-199.

Kjerfve, B. (ed), 1994. Coastal lagoon processes. Elsevier Oceanography Series.

Lae, R., 1994. Changes in fish and crustacean communities of a tropical lagoon, lake Togo, submitted to alternate phases of opening and closing belt. Aquatic Living Resources 7(3):165-179.

Lehman, J.T., 1991. Interacting growth and loss rates: The balance of top-down and bottom-up controls in plankton communities. Limnology and Oceanography 36:1546.

León, V.M., R. Moreno-González, E. González, F. Martínez, V. García & J.A. Campillo, 2013. Interspecific comparison of polycyclic aromatic hydrocarbons and persistent organochlorines bioaccumulation in bivalves from a Mediterranean coastal lagoon. Science of the Total Environment 463-464:975-987.

Likens, G.E., 1972. Eutrophication and aquatic ecosystems. Limnology and Oceanography 1(Special Symposia):3-13.

Lloyd, R., 1972. Problems in determining Water Quality Criteria for freshwater fisheries. Proceedings of the Royal Society B London, 180:439-449.

Lonsdale, D.J., R.M. Cerrato, R. Holland, A. Mass, L. Holt, R.A. Schaffner, J. Pan & D.A. Caron, 2009. Influence of suspension-feeding bivalves on the pelagic food webs of shallow, coastal embayments. *Aquatic Biology* 6:263-279.

Lozano, F., 1954. Una campaña de prospección pesquera en el Mar Menor (Murcia). *Boletín del Instituto Español de Oceanografía* 66:3-19.

Marcos C., I. Torres, A. López-Capel & A. Pérez-Ruzafa, 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*, 25:689-713.

Margalef, R., 1969. Comunidades planctónicas en lagunas litorales. In: UNAM-UNESCO (ed) *Lagunas Costeras, un Simposio. Memorias del Simposio Internacional de Lagunas Costeras*, México D.F., 545-562.

Meinesz, A., 1979. Contribution à l'étude des Caulerpales (Chlorophytes). Ph.D. thesis, University of Nice.

Michel, P., 1979. Choix d'un descripteur du milieu et planification écologique application a un écosystème lagunaire méditerranéen. *Revue de Biologie et Ecologie méditerranéenne* VI (3-4):239-247.

Moreno-González, R., J.A. Campillo, V. García & V.M. León, 2013a. Seasonal input of regulated and emerging organic pollutants through surface watercourses to a Mediterranean coastal lagoon. *Chemosphere* 92(3):247-257.

Moreno-González, R., J.A. Campillo & V.M. León, 2013b. 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(1-2):400-411.

Moreno-González, R., S. Rodríguez-Mozaz, M. Gros, E. Pérez-Cánovas, D. Barceló & V.M. León, 2014. Input of pharmaceuticals through coastal surface watercourses into a Mediterranean lagoon (Mar Menor, SE Spain): Sources and seasonal variations. *Science of the Total Environment* 490:59-72.

Navarro, F. de P., 1927. Observaciones sobre el Mar Menor (Murcia). *Notas y Resúmenes del Instituto Español de Oceanografía ser. II*(16):1-63.

Newell, R.I.E., W.M. Kemp, J.D. Hagy, C.F. Cerco, J.M. Testa & W.R. Boynton, 2007. Top-down control of phytoplankton by oysters in Chesapeake Bay, USA: Comment on Pomeroy et al. (2006). *Marine Ecology-Progress Series* 341:293-298.

Nienhuis, P.H., 1992. Eutrophication, water management, and the functioning of Dutch estuaries and coastal lagoons. *Estuaries* 15(4):538-548.

Nixon, S.W., 1982. Nutrient dynamics, primary production and fisheries yields of lagoons. *Oceanologica Acta* 5:357-371.

Nixon, S.W., 1995. Coastal marine eutrophication: a definition, social causes and future concerns. *Ophelia* 41:199-219.

NRC, 2000. Clean coastal waters: understanding and reducing the effects of nutrient pollution. National Research Council, Committee on the Causes and Management of Eutrophication, Ocean Studies Board, Water Science and Technology Board.

Odum, E.P., 1969. The Strategy of Ecosystem Development. *Science* 164(3877):262-270.

Odum, E.P., 1985. Trends Expected in Stressed Ecosystems. *BioScience* 35(7):419-422.

Odum, E.P., 2000. Tidal marshes as outwelling/pulsing systems. In: Weinstein, M.P. & D.A. Kreeger (eds) *Concepts and Controversies in Tidal Marsh Ecology*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 3-8.

Odum, E.P. & G.W. Barret, 2006. *Fundamentals of Ecology*. Thomson.

Peja, N., A. Vaso, A. Miho, N. Rakaj & A.J. Crivelli, 1996. Characteristics of Albanian lagoons and their fisheries. *Fisheries Research* 27(4):215-225.

Pérès, J.M. & J. Picard, 1964. Nouveau manuel de bionomie benthique de la Mer Méditerranée. *Travaux de la station marine d'Endoume Bulletin* 31(47):1-137.

Pérez-Ruzafa, A., 1989. Estudio ecológico y bionómico de los poblamientos bentónicos del Mar Menor (Murcia, SE de España). Tesis de Doctorado, Universidad de Murcia. Inédito.

Pérez-Ruzafa, A., 1996. Les lagunes méditerranéennes. The Mar Menor, Spain. In: Morillo, C. & J.L. González (eds) *Management of Mediterranean Wetlands*. Ministerio de Medio Ambiente. Dirección General de Conservación de la Naturaleza, Madrid, 133-155.

Pérez-Ruzafa, A., 2015. El papel de la conectividad restringida en la construcción de los ecosistemas marinos semiaislados: el ejemplo de las lagunas costeras y los archipiélagos. *Revista de la Academia Canaria de Ciencias* 27:411-456.

Pérez-Ruzafa, A. & C. Marcos, 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. & C. Marcos, 1992. Colonization rates and dispersal as essential parameters in the confinement theory to explain the structure and horizontal zonation of lagoon benthic assemblages. *Rapp. Comm. int. Mer Médit.* 33:100.

Pérez-Ruzafa, A. & C. Marcos, 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. & C. Marcos, 2005. Pressures on Mediterranean coastal lagoons as a consequence of human activities. In: Fletcher, C., T. Spencer, J. Da Mosto & P. Campostrini (eds) *Flooding and Environmental Challenges for Venice and its Lagoon: State of Knowledge*. Cambridge University Press, Cambridge, 545-555.

Pérez-Ruzafa, A. & C. Marcos, 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., & C. Marcos, 2015. Monitoring heterogeneous and quick-changing environments: coping with spatial and temporal scales of variability in coastal lagoons and transitional waters. In : Sebastiá, M. (ed) *Coastal Ecosystems: Experiences and Recommendations for Environmental Monitoring*. Nova Science Publishers, Inc., New York, 89-116.

Pérez-Ruzafa, A., C. Marcos, I.M. Pérez-Ruzafa & J.D. Ros, 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., J.D. Ros, C. Marcos, I.M. Pérez-Ruzafa & R. Ballester, 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. In: Boudouresque, Ch.-F., A. Meinesz, E. Fresi & V. Gravez (eds), *International Workshop on Posidonia Beds. 2*. G.I.S. Posidonie Publisher, Marseille, 49-62.

Pérez-Ruzafa, A., C. Marcos & J. Ros, 1991. Environmental and Biological Changes Related to Recent Human Activities in the Mar Menor. *Marine Pollution Bulletin* 23:747-751.

Pérez-Ruzafa, A., S. Navarro, A. Barba, C. Marcos, M.A. Camara, F. Salas & J.M. Gutierrez, 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., 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* 475/476:359-369.

Pérez-Ruzafa, A., J.I. Quispe-Becerra, J.A. García-Charton & C. Marcos 2004. Composition, structure and distribution of the ichthyoplankton in a Mediterranean coastal lagoon. *Journal of Fish Biology* 64:202-218.

Pérez-Ruzafa, A., A.I. Fernández, C. Marcos, J. Gilabert, J.I. Quispe & J.A. García-Charton, 2005a. Spatial and temporal variations of hydrological conditions, nutrients and chlorophyll a in a Mediterranean coastal lagoon (Mar Menor, Spain). *Hydrobiologia* 550:11-27.

Pérez-Ruzafa, A., C. Marcos & J. Gilabert, 2005b. The ecology of the Mar Menor coastal lagoon: a fast-changing ecosystem under human pressure. In: Gönenç, I.E. & J.P. Wolflin (eds) *Coastal Lagoons: Ecosystem Processes and Modeling for Sustainable Use and Development*. CRC Press, Boca Ratón, Florida, 392-422.

Pérez-Ruzafa, A., J.A. García-Charton, E. Barcala & C. Marcos, 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., C. Marcos, I.M. Pérez-Ruzafa, E. Barcala, M.I. Hegazi & J. Quispe, 2007a. 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(1-2):175-188.

Pérez-Ruzafa, A., M.C. Mompeán & C. Marcos, 2007b. Hydrographic, geomorphologic and fish assemblage relationships in coastal lagoons. *Hydrobiologia* 577:107-125.

Pérez-Ruzafa, A., M.I. Hegazi, I.M. Pérez-Ruzafa & C. Marcos, 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., C. Marcos & I.M. Pérez-Ruzafa, 2011a. Recent advances in coastal lagoons ecology: Evolving old ideas and assumptions. *Transitional Waters Bulletin* 5(1):50-74.

Pérez-Ruzafa, A., C. Marcos & I.M. Pérez-Ruzafa, 2011b. Mediterranean coastal lagoons in an ecosystem and aquatic resources management context. *Physics and Chemistry of the Earth* 36:160-166.

Pérez-Ruzafa, A., C. Marcos, I.M. Pérez-Ruzafa & M. Pérez-Marcos, 2011c. Coastal lagoons: “transitional ecosystems” between transitional and coastal waters. *Journal of Coastal Conservation* 15:369-392.

Pérez-Ruzafa, A., C. Marcos, C.M. Bernal, V. Quintino, R. Freitas, A.M. Rodrigues, M. García-Sánchez & I. Pérez-Ruzafa, 2012. *Cymodocea nodosa* vs. *Caulerpa prolifera*: Causes and consequences of a long term history of interaction in macrophyte meadows in the Mar Menor coastal lagoon (Spain, southwestern Mediterranean). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 110:101-115.

Pérez-Ruzafa, I.M., 1989. Fitobentos de una laguna costera. El Mar Menor. Tesis de Doctorado, Universidad de Murcia. Inédito.

Pimm, S.L., 1984. The complexity and stability of ecosystems. *Nature* 307:321-326.

Pombo L., M. Elliot, & J.E. Rebelo, 2002. Changes in the fish fauna of the Ria de Aveiro estuarine lagoon (Portugal) during the twentieth century. *Journal of Fish Biology* 61(Supplement A):167-181.

Quignard, J.P., 1984. Les caractéristiques Biologiques et environnementales des lagunes en tant que base biologique de l'aménagement des pecheries. In: Kapetsky, J.M. & G. Lasserre (eds) Management of coastal lagoon fisheries. FAO Studies and Reviews, GFCM No. 61. FAO, Rome, 4-38.

Reizopoulou, S. & A. Nicolaidou, 2004. Benthic diversity of coastal brackish-water lagoons in western Greece. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 14:S93-S102.

Reyes, E. & M. Merino, 1991. Diel dissolved-oxygen dynamics and eutrophication in a shallow, well-mixed tropical lagoon (Cancun, Mexico). *Estuaries* 14(4):372-381.

Ros, M. & M.R. Miracle, 1984. Variación estacional del fitoplancton del Mar Menor y su relación con la de un punto próximo en el Mediterráneo. *Limnetica* 1:32-42.

Rossi, G., 1984. Management of aquaculture and fishing in the Scardovari fishery (Po River delta, Italy). In: Kapetsky, J.M. & G. Lasserre (eds) Management of coastal lagoon fisheries. FAO Studies and Reviews, GFCM No. 61. FAO, Rome, 441-460.

Sanders H.L., 1968. Marine benthic diversity - A comparative study. *American Naturalist* 102(925):243-282.

Sakka Hlaili, A., B. Grami, H. Hadj Mabrouk, M. Gosselin & D. Hamel, 2007. Fate of phytoplankton production in a restricted Mediterranean lagoon. *Rapp. Comm. int. Mer Médit.* 38:391.

Scheffer, M., 1998. *Ecology of Shallow Lakes*. Chapman & Hall, London.

SER (Society for Ecological Restoration Science & Policy Working Group), 2002. *The SER Primer on Ecological Restoration*. www.ser.org

Sfriso, A., B. Pavoni & A. Marcomini, 1995. Nutrient distributions in the surface sediment of the central lagoon of Venice. *Science of the Total Environment* 172(1):21-35.

Simonneau, J., 1973. *Mar Menor: évolution sédimentologique et géochimique récent en remplissage*. Ph.D. thesis, University of Toulouse.

Specchiulli, A., R. D'Adamo, M. Renzi, F. Vignes, A. Fabbrocini, T. Scirocco, L. Cilenti, M. Florio, P. Breber & A. Basset, 2009. Fluctuations of physicochemical characteristics in sediments and overlying water during an anoxic event: a case study from Lesina lagoon (SE Italy). *Transitional Waters Bulletin* 3(2):15-32.

Taylor, D.I., S.W. Nixon, S.L. Granger & B.A. Buckley, 1999. Responses of Coastal Lagoon Plant Communities to Levels of Nutrient Enrichment: A Mesocosm Study. *Estuaries* 22(4):1041-1056.

Terrados, J. & J.D. Ros, 1991b. Production dynamics in a macrophyte dominated ecosystem: the Mar Menor coastal lagoon (SE Spain). *Oecologia Aquatica* 10:255-270.

Terrados, J., C.M. Duarte, M.D. Fortes, J. Borum, N.S.R. Agawin, S. Bach, U. Thampanya, L. Kamp-Nielsen, W.J. Kenworthy, O. Geertz-Hansen & J. Vermaat, 1998. Changes in Community Structure and Biomass of Seagrass Communities along Gradients of Siltation in SE Asia. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 46:757-768.

Terrados, J., C.M. Duarte, L. Kamp-Nielsen, N.S.R. Agawin, E. Gacia, D. Lacap, M.D. Fortes, J. Borum, M. Lubanski & T. Grevec, 1999. Are seagrass growth and survival constrained by the reducing conditions of the sediment? *Aquatic Botany* 65:175-197.

Tett, P., R. Gowen, D. Mills, T. Fernandes, L. Gilpin, M. Huxham, K. Kennington, P. Read, M. Service, M. Wilkinson & S. Malcolm, 2007. Defining and detecting undesirable disturbance in the context of eutrophication. *Marine Pollution Bulletin* 53:282-297.

Thom, R., 1989. *Structural Stability and Morphogenesis: An Outline of a General Theory of Models*. Reading, MA. Addison-Wesley.

Traverso-Soto, J.M., P.A. Lara-Martín, E. González-Mazo & V.M. León, 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.

Valiela, I., J. McClelland, J. Hauxwell, P.J. Behr, D. Hersh & K. Foreman, 1997. Macroalgal blooms in shallow estuaries; controls and ecophysiological and ecological consequences. *Limnology and Oceanography* 42:1105-1118.

Vaulot, D. & G.F. Frisoni, 1986. Phytoplanktonic productivity and nutrients in five Mediterranean lagoons. *Oceanologica Acta* 9:57-63.

Viaroli, P. & R.R. Christian, 2003. Description of trophic status, hyperautotrophy and dystrophy of a coastal lagoon through a potential oxygen production and consumption index - TOSI: Trophic Oxygen Status Index. *Ecological Indicators* 3(4):237-250.

Viaroli, P., Bartoli, C. Bondavalli, R. Christian, G. Giordani & M. Naldi, 1996. Macrophyte communities and their impact on benthic fluxes of oxygen, sulphide and nutrients in shallow eutrophic environment. *Hydrobiologia* 329:93-103.

Viaroli, P., R. Azzoni, M. Bartoli, G. Giordani & L. Tajé, 2001. Evolution of the trophic conditions and dystrophic outbreaks in the Sacca di Goro lagoon (northern Adriatic Sea). In: Faranda, F.M., L. Guglielmo & G. Spezie (eds) *Structure and Processes in the Mediterranean Ecosystems*. Springer Verlag, Milan: 443-451.

Wilkinson, M., T.C. Telfer & S. Grundy, 1995. Geographical variations in the distribution of macroalgae in estuaries. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology* 29:359-368.

Tancat de la Pipa: un caso de reassignación-restauración ecológica en el Parque Natural de la Albufera de València

María A. Rodrigo*, Sara Calero, Carmen Rojo & Matilde Segura

Laboratorio de Ecología Integrativa. Grupo de Ecología, Etología y Evolución (e³).
Institut Cavanilles de Biodiversitat i Biologia Evolutiva, Universitat de València,
Catedrático José Beltrán 2, E-46980-Paterna, Valencia, España

1. Introducción

El Parque Natural de la Albufera de València (PNAV en adelante) es un humedal español de gran valor ecológico ubicado en la costa mediterránea. Está reconocido nacional e internacionalmente: fue declarado Parque Natural en 1986 por el Gobierno autónomo valenciano, ha sido incluido en la Lista Ramsar de Humedales de Importancia Internacional desde 1990, y ha sido considerado un hábitat relevante según la Directiva de Aves de la UE (79/409/CE) desde 1991, además de poseer especies y hábitats tratados en la Directiva de Hábitats de la UE (92/43/CE). El parque contiene una de las lagunas litorales más grandes (2300 ha) en la Península Ibérica, la laguna Albufera de València (laguna AV en lo sucesivo). El parque también consta de 14 000 ha de campos para el cultivo de arroz y un sistema de drenaje asociado que rodea la laguna AV. En el pasado, la laguna AV albergaba comunidades ricas en vegetación sumergida, plantas vasculares y carófitos (Pardo, 1942; Rodrigo et al., 2009; Rodrigo et al., 2010). Por desgracia, esta laguna es actualmente un sistema hipertrófico turbio dominado por fitoplancton (Rodrigo et al., 2013a) como resultado de la eutrofización. Este proceso comenzó en la década de 1960 con los vertidos de aguas residuales no tratadas de fuentes industriales, agrícolas y urbanas, y continuó durante muchos años después (Dafauce, 1975). Como consecuencia, la vegetación sumergida de la laguna desapareció hace muchos años. En los últimos años, se han llevado a cabo varias acciones en el PNAV para reducir la carga externa de nutrientes (por ejemplo, mejorando las infraestructuras de saneamiento y el tratamiento de aguas residuales). Sin embargo, estas medidas no han sido suficientes para lograr un buen potencial ecológico.

Para cumplir los requisitos de la Directiva Marco del Agua de la Unión Europea para el PNAV, en 2007, la Confederación Hidrográfica del Júcar inició un esfuerzo para (i) restaurar los hábitats acuáticos anteriores, a fin de aumentar la biodiversidad de especies y hábitats, y (ii) mejorar la calidad del agua entrante en la laguna AV, para ayudar en su restauración. Una de las medidas adoptadas fue la transformación de un área de 40 ha de campos de arroz circundantes a la AV, llamada Tancat de la Pipa, en una zona naturalizada diseñada como un sistema de remediación de la eutrofización, con 3 tipos de ecosistemas acuáticos: (i) varias unidades de humedales construidos con flujo superficial de agua, (ii) 2 pequeñas lagunas al final del sistema, y (iii) una cubeta alimentada por surgencias de agua subterránea que intentaron imitar los manantiales típicos anteriormente comunes en el PNAV. En 2009, comenzó el seguimiento del nuevo sistema del Tancat de la Pipa, y el área protegida, después de ser designada esta como Área de Reserva por la Comunidad Autónoma de València debido a los servicios ecosistémicos que brinda. El Tancat de la Pipa, ubicado en la orilla norte de la laguna AV, era parte de esta laguna en el siglo XVIII, pero más tarde se convirtió en campos de arroz (Sanchis-Ibor, 2001). Por lo tanto, el área del Tancat de la Pipa representa un caso de reasignación-restauración ecológica que contribuye a la conservación de hábitats naturales prioritarios en el contexto de la estrategia europea de conservación de la biodiversidad global. El Tancat de la Pipa también ofrece una oportunidad única para investigar los factores ecológicos clave y los procesos interactivos, sincronizados y sinérgicos la mayor parte del tiempo, que son relevantes para el éxito de la restauración y la conservación de especies y hábitats (Rodrigo et al., 2013a, b; Calero et al., 2015; Rodrigo et al., 2015).

En los últimos años, los humedales artificiales se han utilizado en entornos naturales para tratar aguas eutrofizadas (Tang et al., 2009), ya que aumentan la biodiversidad, cuestan relativamente poco y tratan el agua de manera eficiente (Vymazal, 2011). Las lagunas poco profundas también se utilizan ampliamente en la ingeniería ecológica y, a menudo, se consideran humedales construidos porque mejoran la calidad del agua y el funcionamiento ecológico (Vymazal, 2011). Estas lagunas se usan mucho para controlar la

contaminación difusa de la escorrentía agrícola (Mitsch et al., 2012) y para servir como amortiguadores ecológicos; las lagunas también se utilizan en el tratamiento de aguas pluviales (Jenkins et al., 2012) o como unidades de mejora de la depuración en humedales artificiales (Vera et al., 2011). La eficacia del tratamiento en humedales artificiales y lagunas someras siempre se mide en términos de eliminación de nutrientes y, en los tratamientos de aguas residuales urbanas, también en términos de eliminación de parásitos y bacterias patógenas. Sin embargo, pocos estudios se han centrado en la comunidad del plancton que habita estos humedales como indicadores de la mejora en la calidad del agua, y aún menos estudios han abordado el papel del plancton en la reversión de la eutrofización. Además, en particular se ha ignorado el zooplancton en gran medida, aunque puede jugar un papel clave en la reducción de la eutrofización (Calero et al., 2015). Este capítulo (secciones 3 y 4) presenta los análisis del papel del plancton de los humedales artificiales con flujo superficial del agua y las 2 pequeñas lagunas en la reversión de la eutrofización en los primeros 3.5 años de funcionamiento del nuevo Tancat de la Pipa.

El mantenimiento o la recuperación de las praderas de macrófitos sumergidos es un objetivo importante (Crisman et al., 2005) en la restauración y gestión de lagunas, debido a su efecto beneficioso sobre la calidad del agua. Los macrófitos sumergidos mejoran la complejidad estructural de la columna de agua (Jeppesen et al., 1997) y tienden a estimular la diversidad de especies (Declerck et al., 2007). Los macrófitos amortiguan las consecuencias perjudiciales de la eutrofización antropogénica al reducir la biomasa del fitoplancton a través de mecanismos directos o indirectos (Scheffer, 1998). Sin embargo, evitar la pérdida de vegetación sumergida en lagunas eutróficas y reintroducir la vegetación después de su pérdida son cuestiones difíciles en la restauración de los sistemas acuáticos, porque muchos factores, tanto bióticos como abióticos, afectan a estos procesos. Se sabe que las concentraciones de nutrientes por encima de cierto umbral causan la desaparición de la vegetación (González-Sagrario et al., 2005). La eutrofización estimula la producción abundante de microalgas (fitoplancton y perifiton), lo que resulta en una menor disponibilidad de luz para la vegetación sumergida (Roberts et al., 2003). Con respecto a los animales, las especies de peces exóticos, como la carpa, afectan negativamente a los macrófitos mediante acciones directas o indirectas (Angeler et al., 2002; van de Bund & van Donk, 2004). Se ha demostrado que los cangrejos americanos dañan los macrófitos por alimentación directa (Anastacio et al., 2005) u otras acciones (Angeler et al., 2001). Se ha observado que la presión de consumo de las aves acuáticas provoca reducciones en la biomasa y cobertura de la vegetación sumergida (Noordhuis et al., 2002; Matuszak et al., 2012). Los carófitos, un componente de la vegetación sumergida, son uno de los grupos más sensibles al enriquecimiento de nutrientes (Blindow, 1992) y en muchos casos son responsables del establecimiento y mantenimiento de estados de aguas claras (Coops, 2002). Además, algunos autores han descrito que las aves acuáticas prefieren carófitos en vez de plantas superiores para su alimentación (Cirujano et al., 2004). La combinación sinérgica negativa de todos los factores anteriores puede ser un factor determinante de la continuidad de la vegetación sumergida en las lagunas bajo restauración. Por lo tanto, nuestro principal objetivo fue descubrir los factores de control que influyen en la dinámica de macrófitos (angiospermas y carófitos) en las lagunas del Tancat de la Pipa acabadas de crear (sección 4), principalmente aquellos factores que causan la desaparición total de la vegetación sumergida y evitan la revegetación. Dado que el banco de semillas de los sedimentos es crucial para evaluar su potencial como fuente de vegetación futura (Rodrigo et al., 2010; Hong et al., 2012) y para restablecer especies de macrófitos locales y regionales (Kentula, 2000), también caracterizamos el banco de semillas de los sedimentos en las lagunas. Finalmente, en la última sección, presentamos las principales contribuciones de nuestro trabajo para la gestión y restauración de lagunas mediterráneas.

2. Los nuevos ecosistemas del Tancat de la Pipa: diseño y funcionamiento de un humedal para la remediación de la eutrofización y el aumento de la biodiversidad

Las 40 hectáreas de los antiguos arrozales del Tancat de la Pipa (Fig. 1; 39° 21' 51" N, 0° 20' 47" O) se transformaron en (i) cerca de 9 ha de humedales artificiales con flujo superficial de agua (HAFSA, en lo sucesivo): FG, fp (compuestos por 3 sectores colocados en serie) y F4; (ii) 2 lagunas pequeñas: la laguna Educativa (profundidad promedio 0.35 m, 6 ha) y la laguna de Reserva (misma profundidad media, 8 ha); y (iii) una cubeta (1 m de profundidad media, 4.5 ha) alimentada por aguas subterráneas a través de un profundo pozo artesiano, que trataba de imitar los manantiales típicos de la zona, llamados localmente "ullals", y para estimular la diversidad de macrófitos sumergidos y otros grupos. Todo el sistema se inundó y comenzó a funcionar en abril de 2009. Hubo un programa de seguimiento desde esta fecha hasta finales de 2012.

El aporte de aguas eutrofizadas de la laguna AV, con valores medios de 0.35 mg P·L⁻¹, 4.5 mg N·L⁻¹ y 50 µg chl-*a*·L⁻¹ para 2009-2012, entraba continuamente por gravedad desde un barranco y un canal en el norte del sistema a un canal de distribución. El agua fluía lentamente sobre el sustrato (expuesta al aire y a la luz solar) y dentro de él a través de las 3 unidades de HAFSA. Las compuertas verticales a la entrada y salida controlaban la profundidad del agua (0.20 ± 0.05 m, promedio anual) y el tiempo de residencia en cada unidad. Las unidades FG y fp se habían plantado con vegetación emergente (como enneas en las primeras 2 celdas, y enneas y juncos en la tercera) en enero y febrero de 2009. El agua salía de los HAFSA y fluía a través de un canal de distribución central que descargaba al humedal compuesto por las lagunas Educativa y de Reserva. En el manantial creado, la salida de agua también alimentó la laguna Educativa. La circulación completa del agua finalizaba cuando el agua se bombeaba de regreso a la laguna AV después de cruzar las lagunas Educativa y de Reserva. Las autoridades del agua estipularon el objetivo de sólidos totales en suspensión, de las concentraciones de fósforo total y de nitrógeno total por debajo de 10 mg·L⁻¹, 0.1 mg P·L⁻¹ y 3 mg N·L⁻¹, respectivamente, en las salidas del Tancat de la Pipa antes de la descarga a la laguna AV.

Es necesaria una breve descripción de la dinámica de la vegetación emergente en los HAFSA para comprender mejor algunos cambios observados en las comunidades de plancton y la dinámica de la calidad del agua: al final de la primera estación de crecimiento, la biomasa aérea de las enneas alcanzó 800-1500 g masa seca m⁻², con una cobertura del 100% en los 2 primeros sectores, mientras que en el tercero solo fue del 20% (Martín et al., 2013). Al final de la segunda temporada de crecimiento había una cobertura del 100% en el tercer sector. Los macrófitos de los primeros sectores se cosecharon a finales de 2009 (y el sector intermedio de fp en septiembre de 2010). Después de la cosecha, las plantas emergentes no se recuperaron del todo, debido a la presión de consumo de las aves acuáticas herbívoras (principalmente *Porphyrio porphyrio*). Algunos sectores nunca se cosecharon, pero la presión de consumo también las afectó (Martín et al., 2013).

Dado que los esfuerzos de restauración a veces se basan en el establecimiento de colonias fundadoras de macrófitos para dar lugar a praderas de vegetación sumergida que contribuyen al mantenimiento del agua en buenas condiciones (Smart & Dick, 1999), en 2008 los gestores plantaron en ambas lagunas varias especies de macrófitos sumergidos que eran típicas del área (*Myriophyllum spicatum*, *Ceratophyllum demersum*,

Potamogeton pectinatus, *P. nodosus*, *P. crispus*, *Zannichellia peltata* y *Ranunculus peltatus*) para evitar las proliferaciones de fitoplancton que muy probablemente se formarían por las altas concentraciones de nutrientes, y acelerar simultáneamente la recuperación de la vegetación. Pero la cubierta vegetal desapareció después del segundo año. Además, hay que destacar 2 acontecimientos singulares en la gestión hidráulica de las lagunas Educativa y de Reserva: primero, en verano de 2011, se cerraron las compuertas de entrada a las lagunas porque los HAFSA se secaron para su mantenimiento, provocando que el nivel del agua disminuyera significativamente en las lagunas; segundo, en verano de 2012, las lagunas fueron desecadas para reducir las poblaciones de peces y en un intento de imitar el régimen temporal de inundación, porque el secado después de un período inundado estimula la salida de la dormancia en las semillas de los sedimentos y aumenta la germinación de ciertas especies de vegetación sumergida.

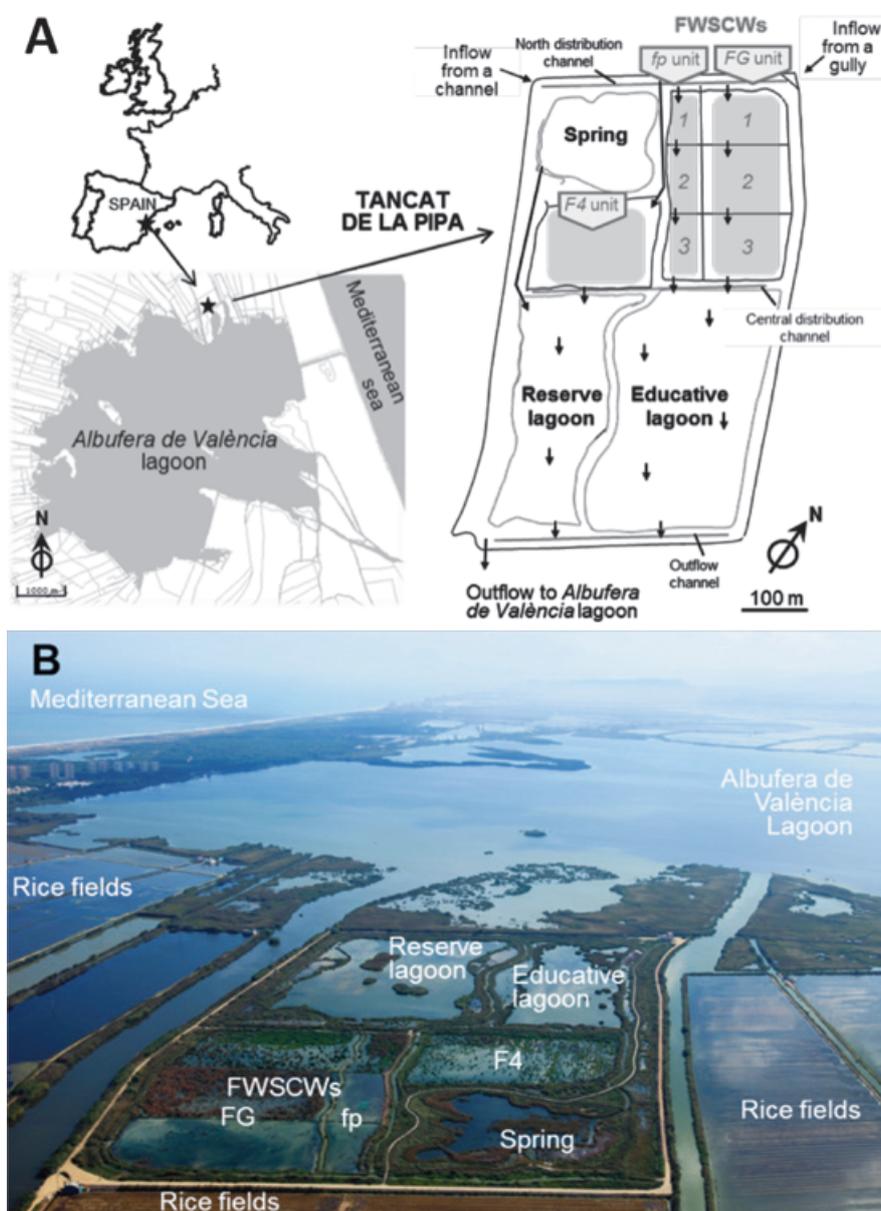


Figura 1: A: Ubicación del Tancat de la Pipa dentro del Parque Natural de la Albufera de València, y diseño del sistema de remediación. B: Vista aérea del Tancat de la Pipa con todos los nuevos sistemas acuáticos (Foto: Confederación Hidrográfica del Júcar).

Los manantiales, llamados localmente “ullals”, anteriormente abundaban en el PNAV (Roselló-Verger, 1995), y la mayoría de ellos alimentaban la laguna AV con agua dulce; sin embargo, varias décadas atrás se deterioraron debido a la desecación y la contaminación. La creación del manantial del Tancat de la Pipa brindó la oportunidad de investigar la influencia de los aportes subterráneos en el sistema, tener un lugar que proporcione vegetación sumergida local para la restauración y evaluar el papel ecológico de los macrófitos sumergidos en el estado trófico de este nuevo ecosistema. El flujo de entrada fue de aproximadamente $4 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$, pero 1 año después comenzó a disminuir gradualmente y se detuvo en enero de 2012. El pozo artesiano fue reconstruido en febrero y el flujo de agua subterránea fue reestablecido. Los gestores inicialmente plantaron algunas colonias fundadoras de *M. spicatum*, pero no se desarrollaron. Solo los carófitos pudieron colonizar y crecer como resultado de la germinación de los propágulos del sedimento, y estos se utilizaron como colonias fundadoras cuando las lagunas Educativa y de Reserva se sometieron a revegetación. Desafortunadamente, el flujo se detuvo definitivamente, y este hecho, junto con otros, afectó negativamente a toda la comunidad del manantial (para más detalles, ver Rodrigo et al., 2015).

Debido a que el sistema del Tancat de la Pipa está conectado al canal y al barranco que desembocan en la laguna AV, se comparte la fauna de peces. Incluye especies autóctonas y muchas especies exóticas que se liberaron intencionadamente para actividades pesqueras antes de que el área fuera declarada Parque Natural (las especies exóticas como la carpa, *Cyprinus carpio*; el carpín dorado, *Carassius auratus*; la perca sol, *Lepomis gibbosus*; la gambusia, *Gambusia holbrooki*). El cangrejo de río americano introducido, *Procambarus clarkii*, también es muy abundante en el área (Dies et al., 2003). Con respecto a las aves acuáticas herbívoras, se encuentran hasta 8 especies de *Anatidae*, siendo el dominante el ánade real, *Anas platyrhynchos*. Entre las fochas, la focha común, *Fulica atra*, es la más abundante (Vera & Giménez, 2011).

3. Los humedales construidos de flujo superficial: la función del plancton en la reducción de la eutrofización

La calidad del agua de entrada a todo el sistema del Tancat de la Pipa mejoró claramente gracias a la acción de los HAFSA: se observó una reducción del 70% en fósforo total y en sólidos suspendidos totales y una reducción de casi el 80% en nitrógeno total (ver Martín et al., 2013). Pero, ¿qué pasó con el plancton?

3.1. Dinámicas del fitoplancton y del zooplancton. Tasas de eliminación y producción

La distribución de la biomasa del fitoplancton cambió después de que el agua atravesara los HAFSA (Figura 2A; Calero et al., 2015). De media, las criptofitas y las diatomeas dominaron la comunidad de microalgas en el flujo de entrada, mientras que las euglenofitas (*Euglena* spp., *Phacus* cf. *parvulus* y *Trachelomonas volvocina*) se convirtieron en las mayores contribuyentes en todas las aguas de salida. Actuando como consumidores, representarían un aporte de energía a la comunidad de plancton desde la red trófica microbiana y un vínculo entre ambos flujos de nutrientes (Jones, 2000). La riqueza de las euglenofitas también aumentó a través de los HAFSA: aparecieron 5-9 especies más en las salidas. En general, el número de especies de fitoplancton creció ligeramente después de que el agua atravesara

los HAFSA. Las clorofitas fueron el grupo más diverso, con 75 especies de un total de 191. Todos estos cambios en la composición taxonómica de las comunidades de fitoplancton causaron variaciones en el índice autotrofia/mixotrofia. Las microalgas mixotróficas potenciales dominaron (índice inferior a 1) durante el 78-83% de las fechas de muestreo en las salidas, un 20% más que en el agua de entrada al sistema. Solo se detectaron 3 y 6 especies de cianobacterias potencialmente tóxicas en FG y fp, respectivamente. Estas poblaciones aparecieron en bajas concentraciones, por debajo del límite de toxicidad de $2 \text{ mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$ establecido para la laguna AV (Romo et al., 2013). Las comunidades de fitoplancton cambiaron después de pasar por los HAFSA durante la mayoría de las fechas de muestreo, de acuerdo con el análisis de similitud basado en los coeficientes de correlación de Pearson (Calero et al., 2015).

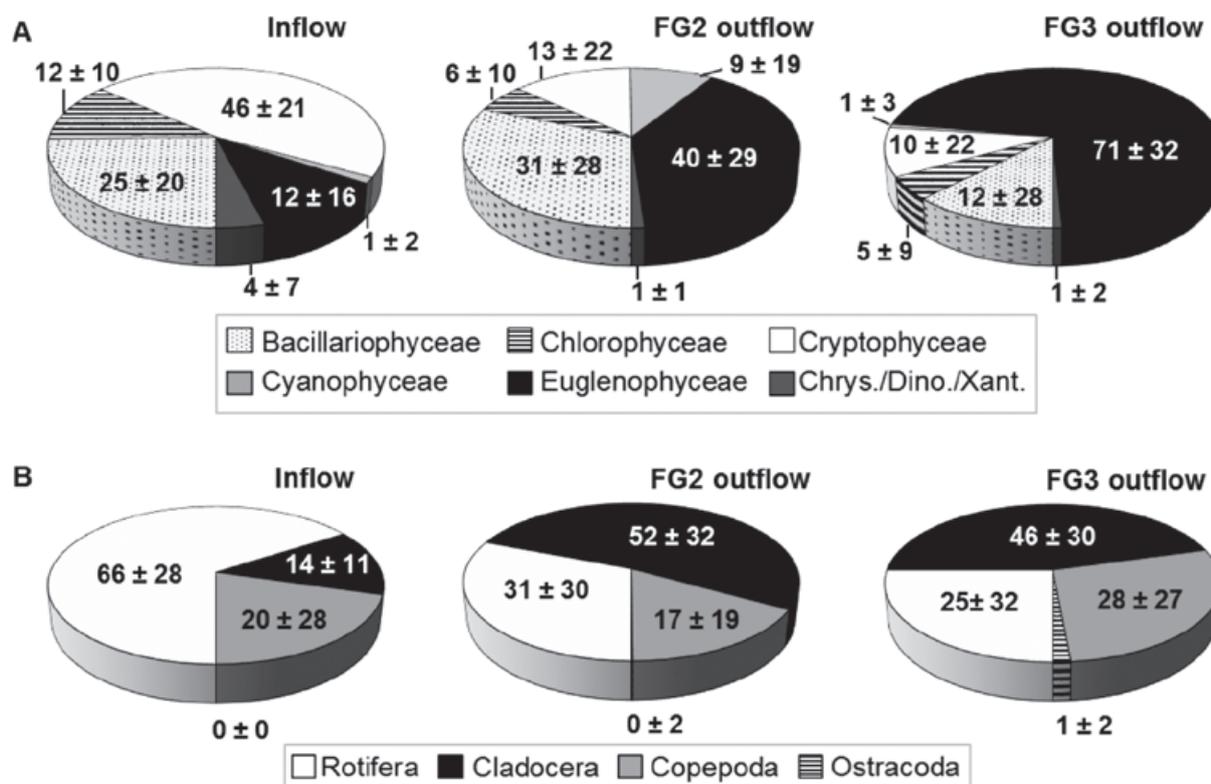


Figura 2: Distribución del porcentaje de biomasa entre los diferentes grupos de fitoplancton (A) y zooplancton (B) en las aguas de entrada a los HAFSA y aguas de salida de 2 de los sectores de FG (FG2 y FG3) durante un año, de septiembre de 2011 a septiembre 2012 (medias y DS mostradas; n = 11); Chrys.: Chrysophyceae; Dino.: Dinophyceae; Xant.: Xantophyceae. Adaptado de Calero et al., 2015.

Los HAFSA eliminaron entre 48% y 88% del biovolumen cuando los diferentes grupos de microalgas se consideraron por separado, a excepción de las euglenofitas. Como este grupo se produjo dentro de los HAFSA con una eficacia del 77-87% durante la mayor parte del tiempo, la eliminación total de fitoplancton fue inferior a la de los grupos (50%). Desde abril de 2009 hasta septiembre de 2011, los primeros 2 sectores de ambas unidades eliminaron una masa acumulada total de 1466 kg de peso seco (PS) de fitoplancton (Fig. 3A) a una tasa de hasta $151 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ durante el primer año de funcionamiento (Tabla 1). Durante el último año, sin embargo, la unidad FG produjo 613 kg PS de fitoplancton. En términos de clorofila *a* (en lo sucesivo, chl-*a*), la reducción fue similar a la lograda por la biomasa total de microalgas. Todos los sectores causaron una reducción de 137 kg de chl-*a* durante los 3.5 años de funcionamiento, aunque los períodos de reducción y producción se alternaron (Figura 3B), y la reducción se llevó a cabo a diferentes tasas (Tabla 1).

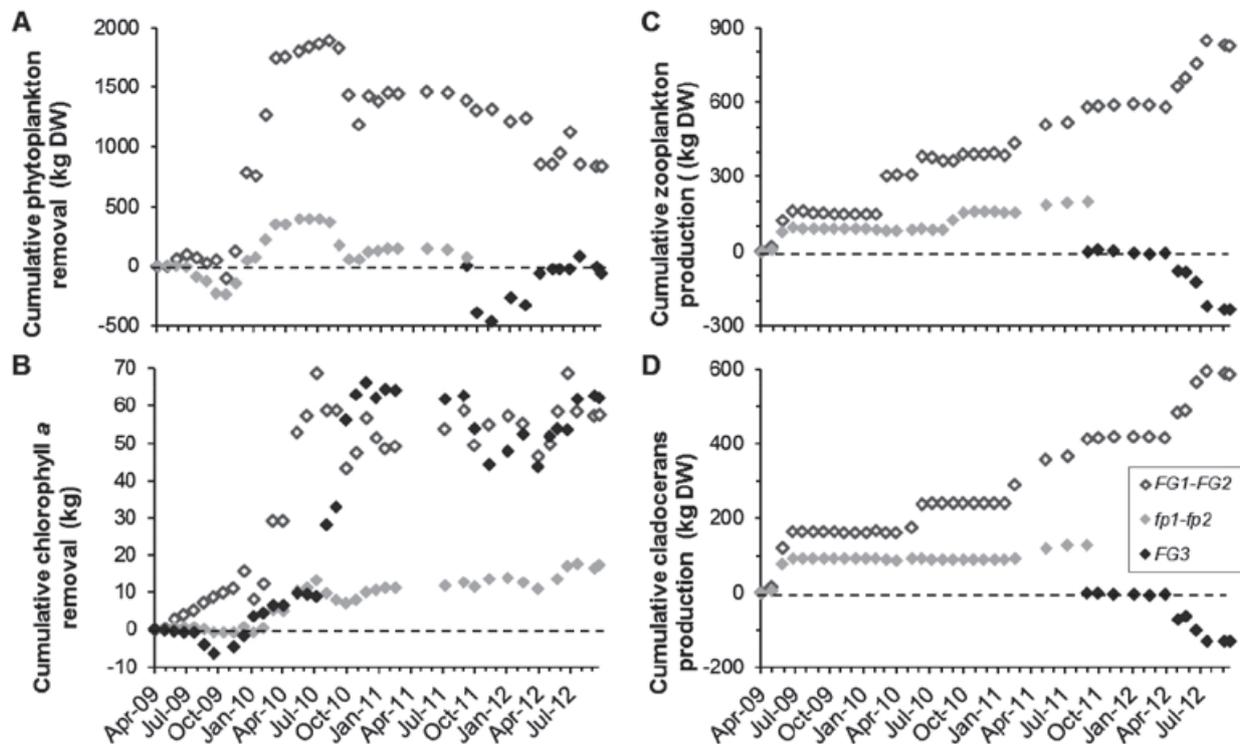


Figura 3: Eliminación acumulada de biomasa de fitoplancton (A) y clorofila *a* (B), y producción acumulada de biomasa de zooplanc- ton (C) y, en particular, de cladóceros (D) para los 2 primeros sectores de ambos HAFSA (FG1-FG2 y fp1-fp2) y para el último sector de la unidad FG (FG3). Cuando la serie de eliminación decrece, implica que el último valor añadido es de signo opuesto, luego sucede producción neta. Cuando la serie de producción decrece, implica que el último valor añadido es de signo opuesto, luego ocurre una eliminación neta. Adaptado de Calero et al., 2015.

Sector	Tasa de eliminación			Tasa de producción								
	Clorofila <i>a</i>			Fitoplancton total			Zooplanc- ton total			Cladóceros		
	1 st y	2 nd y	3 rd y	1 st y	2 nd y	3 rd y	1 st y	2 nd y	3 rd y	1 st y	2 nd y	3 rd y
FG1-FG2	2.5	1.8	-0.1	151.4	-25.7	-46.7	26.5	14.4	21.1	13.8	14.4	14.7
FG3	1.0	9.1	0.0	n.d.	n.d.	-10.0	n.d.	n.d.	-36.6	n.d.	n.d.	-20.2
fp1-fp2	0.7	0.8	0.5	44.6	19.1	n.d.	26.4	27.5	n.d.	27.6	5.9	n.d.

Tabla 1: Tasas de eliminación ($\text{mg m}^{-2} \text{d}^{-1}$) para la clorofila *a* y la biomasa total de fitoplancton, y tasas de producción ($\text{mg m}^{-2} \text{d}^{-1}$) para el zooplanc- ton total y los cladóceros, en cada sector de los HAFSA. Las tasas del primer año (1st y) se refieren a datos desde abril de 2009 a abril de 2010; las tasas del segundo año (2nd y), a datos desde abril de 2010 a abril de 2011; y las tasas del tercer año (3rd y), a datos desde septiembre de 2011 a septiembre de 2012.

La distribución de biomasa del zooplanc- ton cambió estacionalmente: los rotíferos dominaron en verano, los copépodos en invierno y los cladóceros aparecieron durante la primavera, desapareciendo en los períodos más fríos y cálidos. Este reemplazo estacional entre rotíferos y copépodos es típico de los humedales mediterráneos (Rojo & Rodrigo, 2010), interrumpido por la proliferación primaveral de los cladóceros (Gyllström & Hansson, 2004). Como los arrozales cercanos tienen las condiciones apropiadas para favorecer la eclosión de los huevos de diapausa de los cladóceros (Rodrigues et al., 2011), algunos cladóceros ya se detectaron en el agua de entrada a los HAFSA cuando, de enero a marzo, los arrozales liberaban el exceso de agua de riego en el barranco. La distribución de la biomasa también cambió después de que el agua pasara a través de los HAFSA: los rotíferos dominaron en el agua de entrada al sistema, mientras que los cladóceros dominaron en las aguas de salida (Fig. 2B). Durante el último año, el

porcentaje de rotíferos cayó del 66% de la biomasa total de zooplancton en la entrada al 25% en la salida de FG, mientras que el porcentaje de cladóceros aumentó del 14% al 46%. Los cladóceros alcanzaron el 98% de la biomasa total de zooplancton dentro de los HAFSA en primavera. Se produjeron internamente, porque las aguas tranquilas y poco profundas, con plantas emergentes donde se pueden adherir los huevos diapáusicos, estimularon la producción de cladóceros (Gyllström & Hansson, 2004) diez veces más rápido que en las lagunas posteriores, que tenían vegetación emergente solo en las orillas (Rodrigo et al., 2013a). Los HAFSA también estimularon una mayor riqueza de cladóceros (se identificaron hasta 6 especies más en las salidas). Las especies más abundantes fueron *Alona rectangula*, *Moina micrura* y *Daphnia magna*. El grupo más diverso fue el de los rotíferos, con *Brachionus angularis* y *Synchaeta oblonga* dominando en densidad; los copépodos más abundantes fueron los ciclopoideos. La comparación de la distribución de biomasa mediante los coeficientes de correlación de Pearson reveló que las comunidades de zooplancton difirieron entre entradas y salidas en la mayoría de las fechas de muestreo (Calero et al., 2015). Después de cruzar los HAFSA, el agua contenía un 50-65% más de biomasa de zooplancton durante el 25-64% del tiempo. Las eficiencias de producción más altas (85-100%) se observaron en ostrácodos en el 33-42% de las fechas de muestreo; los cladóceros se produjeron estacionalmente (en el 42-61% de las fechas de muestreo) con una eficiencia del 55-89%. Desde abril de 2009 hasta septiembre de 2011, los primeros 2 sectores de ambas unidades produjeron una masa acumulada total de 780 kg PS de zooplancton (Fig. 3C), con una tasa de unos 20 mg·m⁻²·d⁻¹ (Tabla 1). Durante el último año, la tasa de producción para los primeros 2 sectores de la unidad FG permaneció casi estable, en 246 kg PS (Fig. 3C). El tercer sector, sin embargo, produjo 234 kg PS. Alrededor del 70% de la masa producida de zooplancton correspondió a los cladóceros (Fig. 3D). Las especies de cladóceros más abundantes fueron herbívoros de diferentes tamaños (de 0.2 a 5 mm de longitud), con una amplia capacidad de filtrado. Los diferentes tamaños de zooplancton implican una gran variedad de consumidores y, por lo tanto, un amplio espectro de herbivoreo sobre el fitoplancton (Sommer & Sommer, 2006). El resultado fue que el agua vertida en las lagunas Educativa y de Reserva estaba dominada por cladóceros, pequeñas algas autótrofas y algas mixotróficas grandes como las euglenofitas, que también pueden consumir bacterias y materia orgánica.

3.2. Consideraciones finales

La composición del plancton de las aguas lólicas de entrada a los HAFSA, con un control trófico descendente débil, cambió a una comunidad con alta eficiencia en el uso de recursos y relaciones tróficas complejas, típicas de los sistemas lénticos someros. La correlación negativa observada entre los cladóceros y el fitoplancton dentro de los HAFSA podría indicar un control descendente sobre las microalgas, además del control ascendente mostrado por la correlación positiva detectada entre los nutrientes del agua y el fitoplancton. Por lo tanto, tanto los nutrientes como los cladóceros parecen haber afectado al fitoplancton en el agua de los HAFSA, controlando su biomasa y mejorando la calidad del agua descargada en las lagunas pequeñas. Además, debe destacarse la producción de ostrácodos dentro de los HAFSA, en especial porque este grupo ha sufrido una importante pérdida de biodiversidad en los humedales del Mediterráneo occidental (Poquet et al., 2008) y también en la laguna AV, debido a la eutrofización y la contaminación. Los hábitats como los humedales artificiales contribuyen a la recuperación de este grupo de zooplancton y organismos bentónicos.

La biomasa total de fitoplancton y chl-a disminuyó con buena eficiencia durante el período de estudio, especialmente en el primer año. La diferencia anual puede deberse principalmente a variaciones en la presencia de vegetación, especialmente en los primeros 2 sectores de fp y en el primer sector de FG (Martín et al., 2013; Vymazal, 2013). La falta de plantas emergentes, que estimuló la llegada de una mayor radiación solar al agua y una mayor exposición al viento, habría beneficiado al fitoplancton también por falta de competencia,

con el resultado de producir microalgas internamente y reducir la eficiencia de eliminación de los primeros sectores de los HAFSA. De acuerdo con las constantes de área de las tasas de eliminación, el último sector de la unidad FG, que nunca se cosechó, eliminó la chl-a fitoplanctónica con las tasas más altas. El hecho de que se libere agua pobre en cianobacterias filamentosas, rica en algas pequeñas y con alta biomasa de zooplancton, principalmente cladóceros, producida dentro de los HAFSA y vertida en las pequeñas lagunas, es muy positivo y relevante para la laguna AV, particularmente en los períodos críticos de primavera.

4. Las 2 lagunas pequeñas: la función del plancton y la vegetación sumergida en la reducción de la eutrofización

Los promedios de las eficiencias de eliminación de masa de los HAFSA alcanzaron hasta 65-75% para los parámetros de calidad del agua, tales como fósforo total y sólidos suspendidos totales (Martín et al., 2013). A pesar de esto, las concentraciones finales de nutrientes en los flujos de salida de los HAFSA aún no eran tan bajas como se deseaba, debido a las grandes cantidades de nutrientes en las entradas al sistema del Tancat de la Pipa. Por lo tanto, las lagunas Educativa y de Reserva proporcionaron un escenario adecuado para medir el papel cooperativo de estas lagunas pequeñas en la retención de nutrientes y la reducción simultánea de la biomasa de fitoplancton, dentro de todo el sistema. Además, ofrecieron la oportunidad de crear pequeñas superficies de agua permanente dentro del PNAV para recuperar y albergar comunidades de macrófitos sumergidos.

4.1. Dinámicas del fitoplancton y del zooplancton. Tasas de eliminación y producción

La dinámica del fitoplancton alternó períodos de alta producción de microalgas (que corresponden a más de $100 \mu\text{g chl-a}\cdot\text{L}^{-1}$ y $100 \text{mm}^3\cdot\text{L}^{-1}$ de biovolumen; Fig. 4A, B, D y E) y fases de agua clara en ambas lagunas ($1-3 \mu\text{g chl-a}\cdot\text{L}^{-1}$ y 0.04 -menos de $1 \text{mm}^3\cdot\text{L}^{-1}$). En verano, las altas concentraciones de nutrientes y las temperaturas cálidas estimularon el crecimiento del fitoplancton dentro de las lagunas. En primavera, la biomasa de microalgas se redujo considerablemente por el efecto del herbivoreo del zooplancton, en particular por los cladóceros grandes. Después del primer secado de las lagunas, la biomasa de algas aumentó bruscamente. La liberación de nutrientes (particularmente PT) del sedimento después de las inundaciones, como se observó en otros humedales durante períodos secos intermitentes (Sánchez-Carrillo & Angeler, 2010), generó el aumento de la biomasa de algas. Las cianobacterias fueron dominantes durante el verano de 2009, representando más del 50% del biovolumen total, pero disminuyeron con el tiempo. Se detectaron géneros y especies de cianobacterias potencialmente tóxicas (*Anabaena* sp., *Aphanizomenon* sp., *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Microcystis aeruginosa*, *M. wesenbergii*, *Oscillatoria* sp., *Planktothrix agardhii* y *Planktothrix* sp.) a bajas concentraciones ($0.1-0.8 \text{mm}^3\cdot\text{L}^{-1}$) en ambas lagunas. Más tarde, las Cryptophyceae como *Cryptomonas erosa* y Euglenophyceae (*Euglena* spp.) fueron las dominantes. El índice de fitoplancton autotrófico/mixotrófico estuvo por debajo de 1 durante la mayor parte del estudio. Los valores se debieron principalmente al predominio de las Euglenophyceae. Como se ha descrito anteriormente, las aguas de entrada ya eran ricas en organismos mixotróficos cuyo crecimiento se inició en los HAFSA.

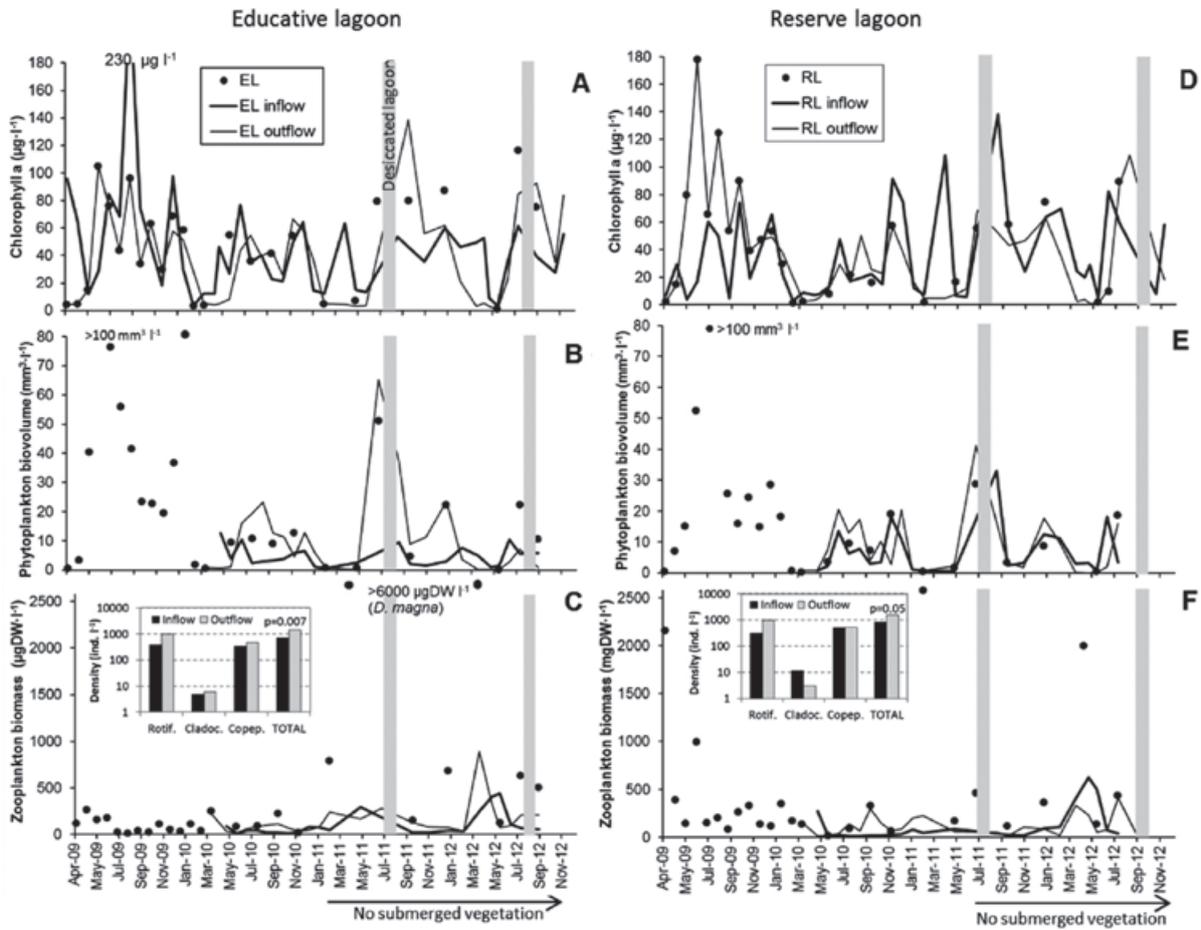


Figura 4: Dinámica de la clorofila a, biovolumen de fitoplancton y biomasa de zooplancton en las lagunas Educativa (izquierda) y de Reserva (derecha) (dentro de la laguna y en la entrada y salida); el gráfico de la parte superior izquierda en C y F muestra la densidad media de cada grupo zooplanctónico y el zooplancton total para las aguas de entrada y salida; el resultado de la prueba ANOVA (probabilidad) se muestra para el zooplancton total. Las barras verticales grises indican periodos en que ambas lagunas fueron desecadas. Adaptado de Rodrigo et al., 2013b.

Hubo un aumento general en la riqueza de fitoplancton en las salidas, en particular en la laguna Educativa (las diatomeas presentaron el mayor aumento, un 45%). La composición taxonómica de las comunidades de fitoplancton cambió después de pasar el agua por las lagunas solo durante algunos periodos (Rodrigo et al., 2013b). Durante los primeros años, se alternaron estos periodos similares y diferentes; sin embargo, desde finales de 2011 en adelante, las estructuras de la comunidad de fitoplancton se transformaron por completo dentro de las lagunas durante el 75% del tiempo.

El biovolumen total de fitoplancton solo se redujo en el agua de salida en relación con el agua de entrada en aproximadamente el 40% de las muestras, donde la disminución de la biomasa de fitoplancton fue tan alta como 77% y 66% en las lagunas Educativa y de Reserva, respectivamente. El biovolumen de todos los grupos taxonómicos se redujo en una magnitud similar. Hubo una alta eficiencia de eliminación de fitoplancton (en términos de chl-a) del 50% en el primer año de operación en la laguna Educativa; sin embargo, hubo una eficiencia negativa de eliminación de fitoplancton en la laguna de Reserva. Estas eficiencias se invirtieron con el tiempo, de modo que la eficiencia fue mayor para la laguna de Reserva (22-42%) que para la laguna Educativa (1-8%). La tasa de eliminación media final fue de 0.25-0.42 mg chl-a·m⁻²·d⁻¹. Al final del periodo de estudio, la eliminación acumulada fue de 45 y 21 kg de chl-a para las lagunas de Reserva y Educativa, respectivamente (Fig. 5A).

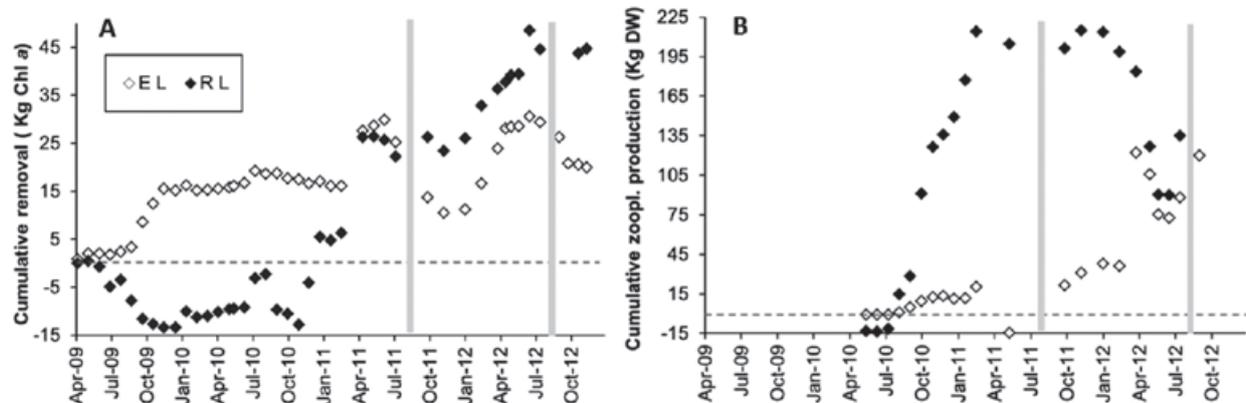


Figura 5: Eliminación de masa acumulada de clorofila a (A) y la producción acumulada de biomasa de zooplancton (B) en la laguna Educativa (ER) y de Reserva (RL); las barras grises verticales indican períodos secos. Adaptado de Rodrigo et al., 2013b.

Como en los HAFSA, la dinámica de la biomasa del zooplancton reflejaba la típica sustitución estacional de los grupos taxonómicos en este tipo de cuerpos de agua mediterráneos. Los cladóceros dominantes fueron *Simocephalus vetulus* y *Daphnia magna*; los rotíferos dominantes fueron *Brachionus angularis* y *Synchaeta oblonga*; y los copépodos dominantes fueron *Acanthocyclops americanus* y *Microcyclops rubellus*. Se midió una biomasa de zooplancton considerablemente más alta dentro de las lagunas que en las entradas (Fig. 4C, F). En algunas ocasiones, se observaron picos altos de biomasa de zooplancton (más de $6000 \mu\text{g PS}\cdot\text{L}^{-1}$), coincidiendo con un bajo biovolumen de fitoplancton ($0.04\text{-}0.6 \text{ mm}^3\cdot\text{L}^{-1}$). La riqueza del zooplancton también aumentó en las salidas, particularmente en la laguna Educativa. Los cladóceros fueron el grupo taxonómico que se exportó principalmente (un 90-96% de biomasa más en el agua de salida) para el 50% de las muestras, particularmente en primavera. La media de producción de masa de zooplancton, en la comparativa entre las aguas de entrada y de salida, durante el período de estudio fue de aproximadamente $2 \text{ mg PS}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ para ambas lagunas. La producción máxima en la laguna de Reserva ocurrió en otoño e invierno de 2010, con $13 \text{ mg PS}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$. Desde finales de 2011 hasta principios de 2012, se observaron pequeños cambios en la dinámica de la producción acumulada de zooplancton en la laguna Educativa (Fig. 5B), donde se liberaron 36 kg de PS de zooplancton en la laguna AV. Desde este período hasta el final de 2012, la producción acumulada de zooplancton se triplicó y finalmente se liberaron 120 kg en la laguna AV. Por contra, la producción acumulada de zooplancton presentó diferentes dinámicas en la laguna de Reserva (Fig. 5B). La producción se ajustó a un patrón unimodal: la producción de zooplancton aumentó hasta que se liberó una biomasa acumulada de más de 200 kg de zooplancton en febrero de 2011; se mantuvo un equilibrio estable en la biomasa del zooplancton entre las entradas y salidas hasta 1 año después, cuando la producción acumulada de zooplancton disminuyó aproximadamente a 100 kg, el mismo valor que los valores finales de producción en la laguna Educativa. En ambas lagunas, la producción acumulada de zooplancton se correlacionó inversamente con la dinámica de eliminación acumulada de fitoplancton. Durante el período en que las lagunas estuvieron parcialmente cubiertas por vegetación sumergida (ver abajo), hubo una biomasa de zooplancton muy superior en las áreas con vegetación para ambas lagunas. Esto es típico de los lagos someros, donde el zooplancton de gran tamaño busca refugio frente a los depredadores entre los macrófitos (Lauridsen & Lodge, 1996). Sin embargo, después de la desaparición de la vegetación, las lagunas continuaron produciendo y exportando zooplancton. Los especímenes de *Daphnia magna* de lagos someros del Mediterráneo prefieren esconderse cerca del sedimento cuando están expuestos al riesgo de depredación (Tavsanoğlu et al., 2012). Esta estrategia puede haber sido adoptada por los cladóceros grandes en las lagunas Educativa y de Reserva en ausencia de vegetación, lo que da como resultado las grandes poblaciones observadas en 2011 y 2012. La ausencia de vegetación

dejó expuestas toda la superficie de sedimentos; así, las carpas grandes podían perturbar el sedimento fácilmente (Rodrigo et al., 2013a), lo que produjo grandes tasas de eclosión y las subsiguientes densas poblaciones de cladóceros observadas.

4.2. Dinámica de los macrófitos sumergidos. Factores determinantes para una revegetación con éxito

Intentamos dilucidar los factores que causaron la desaparición total e impidieron la regeneración de la cubierta vegetal sumergida en ambas lagunas. Para este propósito, utilizamos diferentes enfoques: caracterización del banco de semillas del sedimento, control de la dinámica de macrófitos sumergidos y un experimento de campo con cercados de exclusión (Rodrigo et al., 2013a).

4.2.1. El banco de semillas. La potencialidad del sedimento anterior a la plantación

La mayoría de las semillas de plantas en los testigos de sedimento tomados de cada laguna en 2008, antes de que los gestores plantaran macrófitos, correspondían a fructificaciones de carófitos; no se encontraron semillas de angiospermas en cantidades considerables. Se identificaron once taxones a partir de las oósporas de carófitos: *Chara aspera*, *C. baltica*, *C. braunii*, *C. globularis*, *C. hispida*, *C. vulgaris*, *Chara* sp., *Nitella hyalina*, *Lamprothamnium papulosum*, *Tolypella glomerata* y *T. prolifera*. Las fructificaciones de *C. hispida* y *T. glomerata* fueron las más abundantes en la laguna Educativa, y las de *L. papulosum* y *N. hyalina*, en la laguna de Reserva. Los trabajos para transformar el antiguo campo de arroz en el Área de Reserva actual (construcción de las cubetas de las lagunas usando maquinaria) hizo ascender los sedimentos profundos correspondientes al período salino de la laguna AV (Rodrigo et al., 2010). Este proceso explica el hallazgo en los sedimentos superficiales de las fructificaciones formadas por especies que son características de las condiciones de alta y fluctuante salinidad, tales como *L. papulosum* (Soulié-Märsche, 1998; Alonso-Guillén, 2011; Rodrigo & Alonso-Guillén, 2013). La mayor proporción de fructificaciones aparentemente viables fue la de *T. glomerata*. Se verificó la viabilidad aparente de las oósporas puesto que se produjo la germinación de varias especies en ambas lagunas (4 de las 6 especies -sin incluir especies del ambiente salino- cuyas fructificaciones podrían potencialmente germinar en las condiciones ambientales de las lagunas actuales), aunque los carófitos no formaron praderas amplias.

4.2.2. Dinámica de los macrófitos sumergidos después de la plantación

De las 7 especies plantadas por los gestores, *Myriophyllum spicatum* fue el macrófito dominante (Figs. 6-7), y cubría casi toda la superficie libre del agua en ambas lagunas. Cuando los niveles de nutrientes son altos en un ecosistema acuático, una comunidad de diversas plantas sumergidas suele ser reemplazada por un monocultivo de una especie de crecimiento rápido (van Zuidam et al., 2012). El dominio de *M. spicatum* sobre las otras especies plantadas no fue sorprendente, porque esta especie crece bien en aguas eutróficas poco profundas como las que se encuentran en las lagunas (Madsen, 1998). *M. spicatum* mostró un patrón de ciclo anual; alcanzó su mayor biomasa y floreció durante la temporada cálida, se volvió menos abundante durante el invierno y reapareció en primavera. La biomasa media durante las estaciones cálidas fue más alta en 2009 (Fig. 7). En la laguna Educativa, la biomasa total estimada disminuyó en verano de 2010 como resultado de la menor biomasa por unidad de superficie y la menor cobertura, que se debió principalmente a la mayor expansión de helófitos. En la laguna

de Reserva, la biomasa total aumentó más de 1 orden de magnitud desde el verano de 2009 hasta el verano de 2010, principalmente debido a la mayor cobertura. *M. spicatum* no se recuperó después del invierno de 2010-2011 en la laguna Educativa, y permaneció solo hasta agosto de 2011 en la laguna de Reserva, con baja biomasa y cobertura. Incluso el período de desecación impuesto por los gestores durante agosto de 2011 no estimuló el reclutamiento natural de la vegetación durante la primavera de 2012 en ninguna de las dos lagunas.

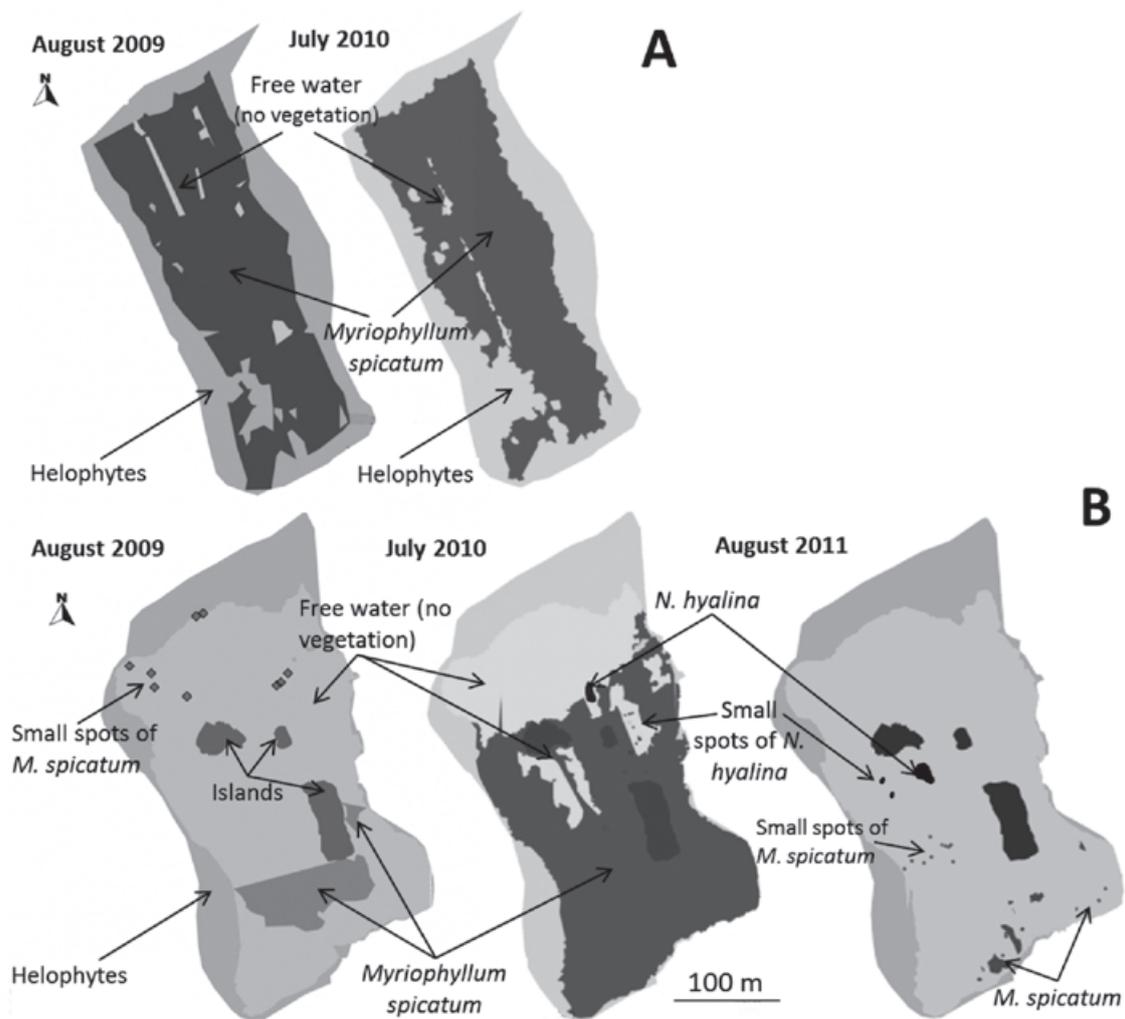


Figura 6: Mapas de la cubierta vegetal en las lagunas Educativa (A) y de Reserva (B) en los veranos de 2009-2011. No se encontró vegetación sumergida en la laguna Educativa en agosto de 2011. Adaptado de Rodrigo et al., 2013a.

Se detectaron esporádicamente *Zannichellia peltata*, *Potamogeton pectinatus*, *P. crispus*, *Ruppia maritima*, *C. hispida* y *T. glomerata* en la laguna Educativa y *Z. peltata*, *P. pectinatus*, *N. hyalina* y *C. vulgaris* en la laguna de Reserva. Durante los períodos cálidos, se detectaron *Cladophora* sp. y *Enteromorpha* sp. en ambas lagunas.

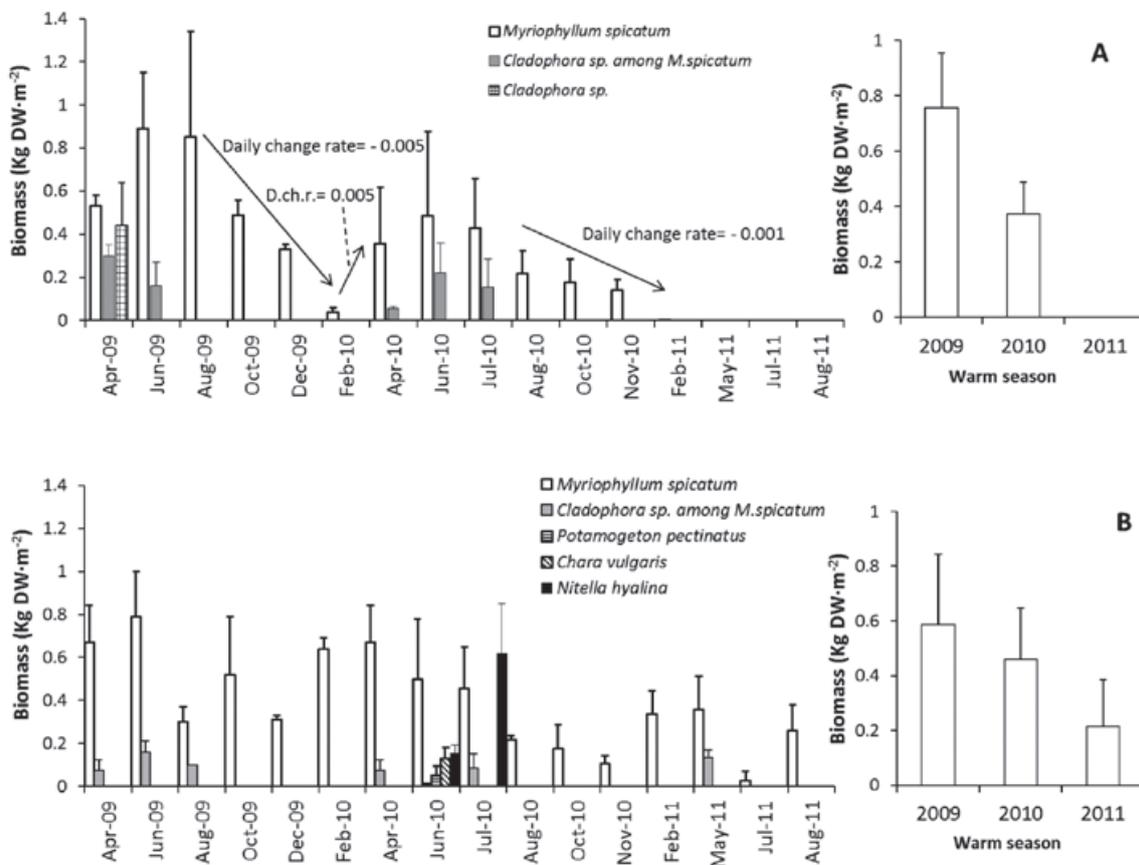


Figura 7: Izquierda: Dinámica de la biomasa de macrófitos en las lagunas Educativa (A) y de Reserva (B). Las barras verticales indican la desviación estándar de los datos de 3 estaciones de muestreo. Derecha: biomasa media de *M. spicatum* durante los períodos cálidos (de abril a mayo de 2009 a agosto de 2011). Las barras verticales indican la desviación estándar de los datos mensuales. Adaptado de Rodrigo et al., 2013a.

4.2.3. El banco de semillas. Potencialidad del sedimento después de más de 2 años de crecimiento vegetativo

Se encontraron semillas de la mayoría de las especies de angiospermas plantadas originalmente por los gestores en los sedimentos de ambas lagunas tomadas después de casi 3 años de desarrollo de la vegetación. Sin embargo, la densidad promedio de semillas fue baja. Algunas semillas se encontraron en un número muy pequeño de muestras, lo que confirma que los bancos de semillas suelen presentar distribuciones espaciales agrupadas. El porcentaje de muestras de sedimentos que contenían semillas de *M. spicatum* fue un 37% más alto en la laguna Educativa que en la laguna de Reserva, y la densidad media también fue estadísticamente más alta en la laguna Educativa; este hallazgo puede explicarse por la distribución espacial más amplia de este macrófito en la laguna más pequeña. La densidad de semillas de *Potamogeton* fue ligeramente más alta que la de *M. spicatum*. Las semillas de *R. maritima* fueron escasas en ambas lagunas. También se detectaron semillas de *Vallisneria spiralis* (no observadas previamente en las lagunas). Durante las pruebas de germinación en el laboratorio, se observaron las primeras germinaciones 10 días después de inundar los sedimentos. Se detectaron germinaciones de carófitos (principalmente *C. vulgaris*), *M. spicatum* (en cantidades muy bajas), y *V. spiralis*. Las bajas tasas de germinación obtenidas durante los ensayos fueron consistentes con el bajo número de semillas encontradas en los sedimentos de ambas lagunas. Por lo tanto, el potencial de los sedimentos que previamente habían albergado la vegetación parecía ser muy bajo como fuente de nuevo reclutamiento de vegetación.

4.2.4. Experimento de campo. Desentrañando los factores que afectan la revegetación

Los factores que afectan negativamente a la vegetación sumergida pueden incluir relaciones bióticas negativas, como las relacionadas con la presencia de peces y cangrejos de río, el herbivoreo por aves acuáticas, la presencia de fitoplancton y el desarrollo de epífitos que causa sombreado, y factores abióticos, como la concentración de nutrientes en el agua. La combinación sinérgica negativa de todos los factores anteriores puede ser un factor determinante de la continuidad de la vegetación sumergida en los ecosistemas acuáticos bajo restauración. Por lo tanto, realizamos un experimento de campo en marzo de 2012 para desentrañar los principales factores negativos que afectan la replantación de macrófitos. Se instalaron tres tipos diferentes (tratamientos) de cercados de exclusión de 1 m² en los que se plantaron macrófitos a partir de 3 comunidades diferentes: *Chara hispida* solo; una mezcla de *C. vulgaris*, *C. baltica* y *Nitella hyalina*; y una mezcla de plantas superiores (*M. spicatum*, *C. demersum* y *Potamogeton pectinatus*). El tipo de cercado de exclusión “Abierto” permitía la entrada de peces, cangrejos de río y aves. El cercado de exclusión “Lateral” impedía la entrada de peces. El cercado de exclusión “Cerrado” también evitaba el herbivoreo por parte de aves (Rodrigo et al., 2013a).

La mayoría de las plantas y carófitos desaparecieron en los cercados “Abierto” y “Lateral” 9 semanas después de la plantación. Sin embargo, en los cercados “Cerrado”, casi el 100% de los cultivos de plantas estaban presentes y habían crecido y desarrollado una pradera densa en el caso de las 3 comunidades 3 semanas después de la plantación. El porcentaje de supervivencia de las plantas individuales disminuyó en las comunidades de “carófitos mezclados”, principalmente debido a la desaparición de especímenes de *N. hyalina*; solamente quedaban individuos de *C. vulgaris* en los cercados “Cerrado” después de 6 y 9 semanas. El porcentaje de cobertura de macrófitos para las comunidades de “Carófitos mezclados” y “Plantas superiores” fue significativamente mayor en los cercados “Cerrado” que en los “Lateral” (Fig. 8). En los cercados “Cerrado”, se quitó la red superior después de 9 semanas de crecimiento de las plantas en 2 de cada 3 réplicas para cada comunidad, permitiendo así la entrada de las aves (y presumiblemente del cangrejo de río). Más tarde, casi el 100% de la vegetación había desaparecido en los cercados descubiertos, quedando solo unos pocos restos de plantas muy cerca de las redes laterales. Las comunidades de macrófitos permanecieron intactas en las exclusiones en las que no se retiró la red superior.

El abundante crecimiento de epífitos sobre las plantas y los carófitos y el desarrollo de algas filamentosas fueron visualmente evidentes en ambas lagunas, en particular en los cercados “Lateral” y “Cerrado”, porque las redes facilitaron la retención de dichos organismos. Las reducciones en la disponibilidad de luz como resultado del crecimiento de perifiton fueron de hasta un 45%. El porcentaje medio de reducción de luz fue de $36 \pm 6\%$ para ambas lagunas en conjunto, y las diferencias entre ellas no fueron estadísticamente significativas. La reducción medida aquí (mediante la incubación de cuadrados de acetato, véase Rodrigo et al., 2013a) no es exactamente la misma que la experimentada por las plantas, porque estas poseen mecanismos que dañan los epífitos mediante interacciones alelopáticas (Berger & Schagerl, 2004; Rojo et al. al., 2013). Sin embargo, también hay pruebas de una menor sensibilidad de las algas epífitas hacia los aleloquímicos (Hilt, 2006).

Los resultados de los cercados “Cerrado” demostraron que todas las especies ensayadas de plantas superiores pueden crecer bajo las condiciones químicas del agua en la laguna Educativa, incluso cuando compiten con las otras especies (en tratamientos de comunidades mixtas) y cuando están cubiertas por grandes cantidades de perifiton. Los contenidos de nutrientes en ambas lagunas fueron altos y mostraron

fluctuaciones bruscas; sin embargo, en la mayoría de las ocasiones, estuvieron por debajo de los umbrales que producen la desaparición de la vegetación sumergida en lagos templados someros (1.2-2.0 mg TN·L⁻¹ y 0.13-0.20 mg TP·L⁻¹; González-Sagrario et al., 2005). Como era de esperar, se descubrió que los carófitos son más sensibles que las plantas a altas concentraciones de nutrientes en las lagunas, porque se ha descrito que los carófitos desaparecen primero con el aumento del estado trófico (Blindow, 1992; van den Berg et al., 1998). Este hecho presumiblemente explica por qué ellos (específicamente *C. hispida*) se perdieron incluso de los cercados "Cerrado" en la laguna de Reserva y no proliferaron para formar amplias praderas en las lagunas. Las aves utilizaban principalmente los cercados "Cerrado" como áreas de descanso al posarse en la red superior; mientras las aves descansaban, sus defecaciones caían en el interior de los cercados y, presumiblemente, provocaron un aumento local de las concentraciones de nutrientes. Las otras variables limnológicas examinadas durante la primavera, que es un período crucial para el desarrollo de la vegetación, no mostraron diferencias importantes, particularmente durante los últimos 3 años del estudio. Las fluctuaciones del nivel del agua no fueron lo suficientemente diferentes entre años como para afectar negativamente a la vegetación sumergida. Cuando se instalaron los cercados tuvo lugar una fase de agua clara, pero, a pesar de la alta transparencia del agua durante este período, los macrófitos no proliferaron espontáneamente, excepto los plantados por nosotros. No hubo germinación detectable del banco de semillas en las lagunas, ni progreso de los cultivos de macrófitos que fueron plantados sin protección frente a peces o cangrejos de río, aves acuáticas o todos.

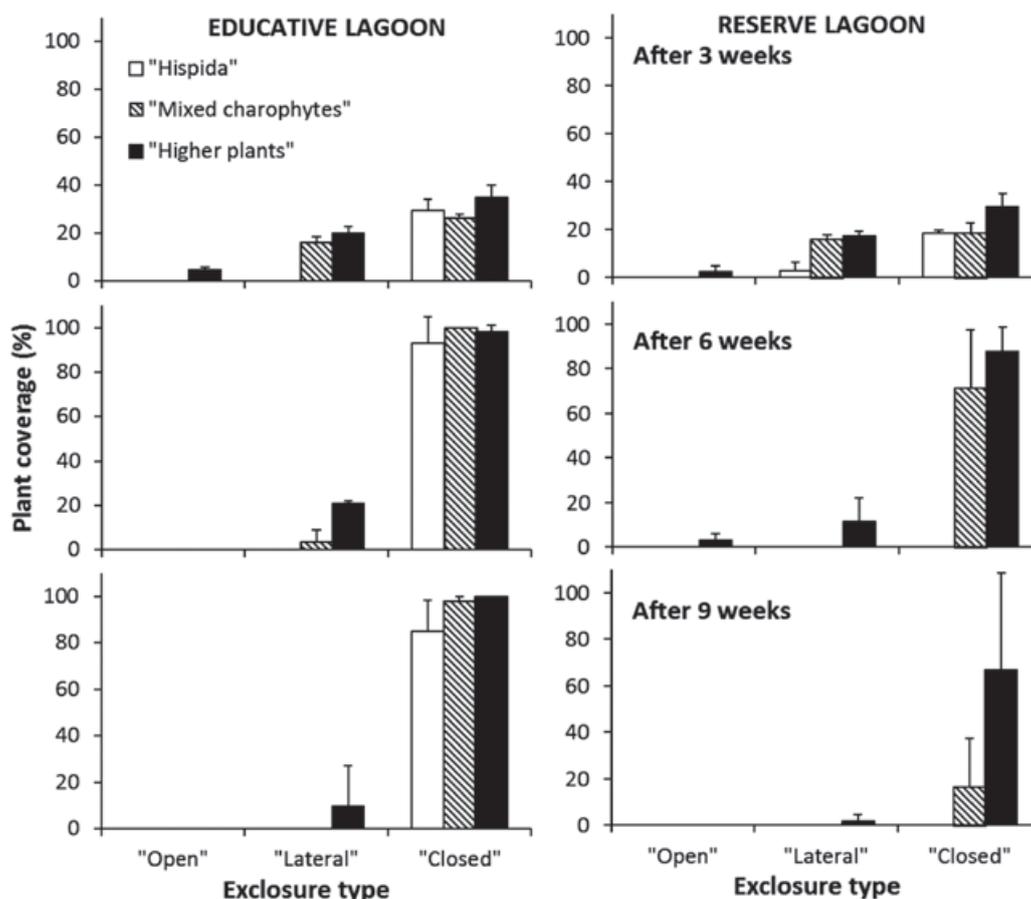


Figura 8: Éxito de revegetación indicado como el porcentaje de la cobertura de las plantas en los cercados de exclusión en las lagunas Educativa (izquierda) y de Reserva (derecha). Las barras verticales indican la desviación estándar de los resultados de 3 cercados por tratamiento. Adaptado de Rodrigo et al., 2013a.

La vegetación sumergida en ambas lagunas pudo soportar la presión de herbivoreo de las aves durante 2 ciclos anuales completos, pero no un tercer ciclo. La densidad de aves acuáticas fue más alta en ambas lagunas a principios de la primavera de 2010 que en 2011 (Rodrigo et al., 2013b). Se sabe que los macrófitos crecen de nuevo rápidamente después de la reducción parcial de su biomasa, compensando así la pérdida causada por el herbivoreo de las aves (Matuszak et al., 2012). Sin embargo, la presión intensiva de consumo de densidades de aves relativamente altas puede llevar a una eliminación completa de macrófitos que no se puede compensar fácilmente (Torn et al., 2010). Por otro lado, un número bajo de aves acuáticas también puede reducir la vegetación sumergida cuando la densidad de vegetación es relativamente baja (Marklund et al., 2002). Debido a la poca profundidad de las lagunas Educativa y Reserva, tanto los patos como las fochas pueden alimentarse fácilmente de la vegetación sumergida, buceando (con poco gasto de energía) para encontrar comida o comiendo en la superficie cuando la vegetación alcanza fácilmente la superficie del agua. El daño en la vegetación causado por las aves acuáticas es mayor que el de la actividad de alimentación per se, porque las aves arrancan más vegetación de la que realmente consumen (Matuszak et al., 2012). Se observó cómo las aves podían tomar partes pesadas de las plantas porque encontramos varias macetas de turba (donde estaban plantadas las plantas) fuera de los cercados “Laterales” a las que solo tenían acceso las aves. A pesar de la ausencia de vegetación sumergida en ambas lagunas desde 2011, las fochas y particularmente los patos continuaron visitando las lagunas. Por lo tanto, la búsqueda de alimento en los sedimentos por parte de las fochas contribuyó a la alteración de los sedimentos y también tuvo un efecto negativo sobre el reclutamiento de la vegetación.

Otros factores, aparte de los cambios en la presión de consumo de las aves acuáticas, que afectan a la vegetación sumergida, como es el caso de la densidad de peces, pueden haber sufrido variación interanual. La relación entre la intensidad de la perturbación de los peces y la densidad de las plantas no es simple. Los puntos de corte o umbrales críticos para la densidad de la planta ocurren a ciertas intensidades de perturbación de los peces (Dugdale et al., 2006). Una mayor densidad de plantas puede ser sostenible en presencia de perturbaciones de peces, pero para una menor densidad de plantas, la perturbación equivalente de peces puede causar una reducción sustancial de su biomasa. En ambas lagunas, debido al diseño de circulación del agua en el Tancat de la Pipa, los peces pequeños pueden entrar fácilmente en las lagunas, pero es casi imposible que los peces más grandes escapen a través de la bomba de agua que extrae agua hacia la laguna AV. Por lo tanto, las poblaciones de peces estaban compuestas por individuos muy grandes (particularmente carpas, que pueden pesar más de 2 kg, Lasalle M., comunicación personal) que no pueden ser consumidos por depredadores naturales como garzas, somormujos y cormoranes. Es difícil concluir a partir de nuestro experimento de campo si los peces contribuyeron a la eliminación de las comunidades de macrófitos en las lagunas directamente (por ejemplo, herbivoreo) o indirectamente (por ejemplo, liberando excrementos ricos en nutrientes o alterando los sedimentos). Desafortunadamente, no contamos con datos cuantitativos anuales sobre biomasa de peces para comparar. Sin embargo, observamos durante nuestras visitas a los cercados que las carpas grandes nadan tan rápido que pueden cruzar las lagunas en unos segundos, perturbando grandes cantidades de sedimentos. Dicha actividad puede causar el desarraigo de plantas recién germinadas que podrían haber germinado a partir de las semillas de los sedimentos, así como el deterioro de las plantas en nuestras macetas de cultivo. Los cangrejos de río americanos son otro agente biótico que puede dañar los macrófitos. No fue posible evaluar las poblaciones de cangrejos durante el estudio. Sin embargo, tuvimos pruebas de que podían entrar en los cercados “Lateral” (posiblemente trepando o perforando el sedimento debajo de la red lateral) porque encontramos varios individuos vivos y mudas dentro de dichos cercados durante nuestras visitas.

4.3. Consideraciones finales

La calidad del agua también mejoró significativamente en las 2 lagunas pequeñas, a pesar de que las concentraciones de contaminantes de entrada no fueron tan altas como las recibidas por los HAFSA, lo que dificultó aún más la reducción. En general, las 2 lagunas facilitaron más del 30% de eliminación de chl-a para todo el sistema del Tancat de la Pipa, con ambas lagunas actuando como un sistema de producción de zooplancton, claramente involucrado en la depuración del agua. En el caso de los carófitos, el banco de fructificaciones del sedimento en ambas lagunas antes de la plantación era bastante denso; sin embargo, las condiciones en las lagunas no permitieron un gran crecimiento de carófitos. La vegetación natural sumergida, particularmente la de los ecosistemas acuáticos restaurados, con frecuencia experimenta grandes fluctuaciones en la biomasa y la diversidad (Hilt et al., 2010), y las causas de dicha variación son difíciles de determinar. En las lagunas Educativa y Reserva, incluso cuando las colonias iniciales de plantas fundadoras no tenían protección contra los agentes bióticos, se establecieron, se mantuvieron y se extendieron en la mayor parte de las lagunas desde 2008 hasta 2011. Sin embargo, parece que el aumento de la presión de herbivoreo y la alteración de los sedimentos producidos por factores bióticos causaron principalmente la desaparición de la vegetación e impidieron la revegetación.

5. ¿Qué hemos aprendido de este caso sobre gestión, restauración y conservación de lagunas del Mediterráneo?

- Un sistema como el Tancat de la Pipa es capaz de reducir la eutrofización con una eficacia razonablemente satisfactoria en términos de nutrientes. Los procesos físicos, químicos y biológicos, particularmente con respecto a la participación de la red trófica y el plancton, fueron importantes para mejorar la calidad del agua en todo el sistema.
- Los HAFSA y las lagunas Educativa y Reserva redujeron biomasa de microalgas y exportaron fitoplancton potencialmente heterotrófico y zooplancton herbívoro, particularmente cladóceros (un contribuyente clave para las fases de agua limpia de la laguna AV). Los HAFSA exportaron 200 kg PS acumulados de zooplancton por año a las pequeñas lagunas, y estas lagunas exportaron 60 kg PS de zooplancton por año a la laguna AV. Durante el segundo año de funcionamiento, el agua de salida del Tancat de la Pipa afectó positivamente al área de la AV directamente influida por ella: se determinó una reducción del 75% de la concentración de clorofila *a* en las aguas de la laguna AV en comparación con el primer año; este hecho aumentó la transparencia del agua y permitió que la vegetación sumergida apareciera y creciera en los alrededores de dicha laguna.
- Cada pequeña laguna desarrolló características únicas, tales como propiedades hidráulicas y cobertura de vegetación sumergida, y presentó diferentes etapas de eficiencias de eliminación de nutrientes y fitoplancton y distintas fases de producción de zooplancton. Sin embargo, el resultado de mejorar la calidad del agua en las salidas así como la biodiversidad planctónica, fue similar para ambas lagunas.
- Los servicios ecosistémicos proporcionados por las lagunas nos motivan a recomendar encarecidamente

la configuración de este tipo de ecosistemas como una acción complementaria a los HAFSA en la gestión de aguas eutrofizadas en sitios protegidos como el PNAV. Algunas medidas que podrían mejorar la efectividad de tratamiento por parte de las lagunas incluyen mejoras en las condiciones hidrodinámicas (prolongando el tiempo medio de residencia del agua, mejorando así la eficacia en la retención de nutrientes), la gestión de la vegetación emergente y la construcción de estructuras específicas en las lagunas (p. ej., islas más pequeñas que las que posee la laguna de Reserva).

- Desentrañamos los factores sinérgicos que desencadenaron la desaparición de los macrófitos sumergidos y su incapacidad de restablecerse en las lagunas pequeñas. Las altas concentraciones de nutrientes no fueron el factor clave que impidió la expansión y el restablecimiento de macrófitos en las lagunas, sino los efectos negativos sinérgicos de los peces o de los cangrejos de río y de las aves acuáticas sobre las plantas. Se requieren más áreas con vegetación sumergida permanente en el PNAV durante los períodos críticos en que los campos de arroz están secos (primavera) para disminuir la presión herbívora de las aves en los ecosistemas del Tancat de la Pipa. La erradicación de poblaciones de peces exóticos en las lagunas fue imposible debido al alto grado de conexiones con la laguna principal y los canales circundantes. Sin embargo, las poblaciones de peces deberían reducirse a corto plazo a un nivel compatible con la supervivencia de macrófitos y no deberían recuperarse lo suficiente como para afectar la supervivencia y expansión de los trasplantados de macrófitos (instalación de redes en los lugares de entrada de agua a las lagunas, pesca de red continuada, etc.). Es deseable una reducción en las concentraciones de nutrientes en las entradas a las lagunas para evitar el sombreado por parte del perifiton sobre la vegetación sumergida y el crecimiento del fitoplancton. También es necesaria la plantación de macrófitos para restaurar las lagunas, debido al bajo potencial para recuperar una diversidad de vegetación en estos sistemas a partir del banco de propágulos de angiospermas de los sedimentos. El desarrollo futuro de la vegetación sumergida contribuirá al mantenimiento de fases más largas de aguas claras y, en consecuencia, al aumento de la diversidad general.
- Destacamos que los enfoques experimentales, tanto en el laboratorio como en el campo, también son necesarios para comprender los procesos interactivos, sincronizados y sinérgicos la mayoría de las veces, que afectan la capacidad de estos pequeños ecosistemas acuáticos complejos y vulnerables como fuentes naturales de diversidad biológica.
- Finalmente, alentamos la construcción de más sistemas como el Tancat de la Pipa en el PNAV para reducir la carga de nutrientes en la laguna principal. Más sistemas semejantes de remediación de eutrofización mejorarán la biodiversidad planctónica y de macrófitos, en particular, y estimularán el desarrollo biológico, en general.

Reconocimientos

Este estudio fue financiado por los contratos de la Universidad de Valencia con TRAGSA bajo la directriz de la Confederación Hidrográfica del Júcar y el proyecto CGL 2009 10292 del Ministerio de Economía y Competitividad de España a MAR. Reconocemos la dedicación de Javier Ferrer-Polo, Teodoro Estrela, Mamen Regidor y Sara Jiménez (CHJ). Agradecemos también la colaboración de (en orden alfabético) Aruca Sebastian, Carlos Peña, Carmen Hernández, Fidel Rubio, Francesco Mazzei, Francisco Cortés, Jara García, Joan Miquel Benavent, José Luis Alonso-Guillén, Lourdes Ribera, Lucía Moreno, María Belenguer, Mario Giménez, Matthieu Lassalle, Miguel Martín, Núria Oliver, Pablo Vera, Sara Gargallo y William Colom.

Referencias

Alonso-Guillén, J.L., 2011. Charophytes in restoration of aquatic ecosystems. A study case within Albufera de València Natural Park. Ph.D, University of València.

Anastacio, P.M., V.S. Parente & A.M. Correia, 2005. Crayfish effects on seeds and seedlings: identification and quantification of damage. *Freshwater Biology* 50:697–704.

Angeler, D.G., S. Sanchez-Carrillo, G. Garcia & M. Alvarez-Cobelas, 2001. The influence of *Procambarus clarkii* (Cambaridae, Decapoda) on water quality and sediment characteristics in a Spanish floodplain wetland. *Hydrobiologia* 464:89–98.

Angeler, D.G., Alvarez-Cobelas, M., Sanchez-Carrillo & S., Rodrigo, M.A., 2002. Assessment of exotic fish impacts on water quality and zooplankton in a degraded semi-arid floodplain wetland. *Aquatic Sciences* 64:76–86.

Berger, J. & M. Schagerl, 2004. Allelopathic activity of Characeae. *Biologia, Bratislava* 5:9-15.

Blindow, I., 1992. Decline of charophytes during eutrophication; a comparison to angiosperms. *Freshwater Biology* 28:9–14.

Calero, S., M. Segura, C. Rojo & M.A. Rodrigo, 2015. Shifts in plankton assemblages promoted by free water surface constructed wetlands and their implications in eutrophication remediation. *Ecological Engineering* 74:385–393.

Cirujano, S., J. Camargo & C. Gómez-Cordovés, 2004: Feeding preference of the red swamp crayfish *Procambarus clarkii* (Girard) on living macrophytes in a Spanish Wetland. *Journal of Freshwater Ecology* 19:219-225.

Coops, H., 2002. Ecology of charophytes: an introduction. *Aquatic Botany* 72:205–208.

Crisman, T.L., C. Mitraki & G. Zalidis, 2005. Integrating vertical and horizontal approaches for management of shallow lakes and wetlands. *Ecological Engineering* 24:379–389.

Dafauce, C., 1975. La Albufera de Valencia. Un estudio piloto. *Monografías del Instituto para la Conservación de la Naturaleza (ICONA)* 4:1-127.

Declerck, S., M. Vanderstukken, A. Pals, K. Muylaert, & L. de Meester, 2007. Plankton biodiversity along a gradient of productivity and its mediation by macrophytes. *Ecology* 88:2199–2210.

Dies, J.I., N. Ramon & J. Prosper, 2003. Winter breeding by Black-crowned Night Heron in eastern Spain. *Waterbirds* 26:379–382.

Dugdale, T.M., J.H. Brendad, M. de Winton & A. Taumoepeau, 2006. Fish exclosures versus intensive fishing to restore charophytes in a shallow New Zealand lake. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 16:193–202.

- González-Sagrario, M.A., E. Jeppesen, J. Goma, M. Søndergaard, J.P. Jensen, T. Lauridsen & F. Landkildehus, 2005. Does high nitrogen loading prevent clear-water conditions in shallow lakes at moderately high phosphorus concentrations? *Freshwater Biology* 50:27–41.
- Gyllström, M. & L.A. Hansson, 2004. Dormancy in freshwater zooplankton: induction, termination and the importance of benthic-pelagic coupling. *Aquatic Sciences* 66:274–295.
- Hilt, S., 2006. Allelopathic inhibition of epiphytes by submerged macrophytes. *Aquatic Botany* 85:252–256.
- Hilt, S., K. Van de Weyer, A. Kohler & I. Chorus, 2010. Submerged macrophyte responses to reduced phosphorus concentrations in two peri-urban lakes. *Restoration Ecology* 18:452–461.
- Hong, J.M., S. Liu, G.P. Shi & Y.Q. Zhang, 2012. Soil seed bank techniques for restoring wetland vegetation diversity in Yeyahu Wetland, Beijing. *Ecological Engineering* 42:192–202.
- Jenkins, G.A., M. Greenway & C. Polson, 2012. The impact of water reuse on the hydrology and ecology of a constructed stormwater wetland and its catchment. *Ecological Engineering* 47:308–315.
- Jeppesen, E., J.P. Jensen, M. Søndergaard, T. Lauridsen, L.J. Pedersen & L. Jensen, 1997. Top-down control in freshwater lakes: the role of nutrient state, submerged macrophytes and water depth. *Hydrobiologia* 342:151–164.
- Jones, R.I., 2000. Mixotrophy in planktonic protists: an overview. *Freshwater Biology* 45:219–226.
- Kentula, M.E., 2000. Perspectives on setting success criteria for wetland restoration. *Ecological Engineering* 15:199–209.
- Lauridsen, T.L. & D.M. Lodge, 1996. Avoidance by *Daphnia magna* of fish and macrophytes: chemical cues and predator-mediated use of macrophyte habitat. *Limnology and Oceanography* 41:794–798.
- Madsen, J.D., 1998. Predicting invasion success of Eurasian watermilfoil. *Journal of Aquatic Plant Management* 36:28–32.
- Marklund, O., H. Sandsten, L.A. Hansson & I. Blindow, 2002. Effects of waterfowl and fish on submerged vegetation and macroinvertebrates. *Freshwater Biology* 47:2049–2059.
- Martín, M., N. Oliver, C. Hernández-Crespo, S. Gargallo & M.C. Regidor, 2013. The use of free water surface constructed wetland to treat the eutrophicated waters of lake L'Albufera de Valencia (Spain). *Ecological Engineering* 50:52–61.
- Matuszak, A., M. Mörtl, P. Quillfeldt & H.G. Bauer, 2012. Exclosure study on the exploitation of macrophytes by summering and moulting waterbirds at Lower Lake Constance. *Hydrobiologia* 697:31–44.
- Mitsch, W.J., L. Zhang, K.C. Stefanik, A.M. Nahlik, C.J. Anderson, B. Bernal, M. Hernandez & K. Song, 2012. Creating wetlands: primary succession, water quality changes, and self-design over 15 years. *BioScience* 62:237–250.

- Noordhuis, R., D.T. van der Molen & M.S. van den Berg, 2002. Response of herbivorous water-birds to the return of *Chara* in Lake Veluwemeer, The Netherlands. *Aquatic Botany* 72:349–367.
- Pardo, L., 1942. La Albufera de Valencia. *Biología de las aguas continentales II*. Instituto Forestal de Investigaciones y Experiencias, Madrid.
- Poquet, J.M., F. Mezquita, J. Rueda & M.R. Miracle, 2008. Loss of Ostracoda biodiversity in Western Mediterranean wetlands. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 18:280–296.
- Roberts, E., J. Kroker, S. Korner & A. Nicklisch, 2003. The role of periphyton during the re-colonization of a shallow lake with submerged macrophytes. *Hydrobiologia* 506:525–530.
- Rodrigo, M.A., J.L. Alonso-Guillén, S. Cirujano & I. Soulié-Märsche, 2009. Aproximación a las comunidades de carófitos que existieron en la Albufera de Valencia a partir del estudio de las oósporas del sedimento. *Anales del Jardín Botánico de Madrid* 66:195–208.
- Rodrigo, M.A., J.L. Alonso-Guillén & I. Soulié-Märsche, 2010. Reconstruction of the former charophyte community out of the fructifications identified in Albufera de València lagoon sediments. *Aquatic Botany* 92:14–22.
- Rodrigo, M.A. & J.L. Alonso-Guillén, 2013. Assessing the potential of Albufera de València Lagoon sediments for the restoration of charophyte meadows. *Ecological Engineering* 60:445–452.
- Rodrigo, M.A., C. Rojo, J.L. Alonso-Guillén & P. Vera, 2013a. Restoration of two small Mediterranean lagoons: The dynamics of submerged macrophytes and factors that affect the success of revegetation. *Ecological Engineering* 54:1–15.
- Rodrigo, M.A., M. Martín, C. Rojo, S. Gargallo, M. Segura & N. Oliver, 2013b. The role of eutrophication reduction of two small man-made Mediterranean lagoons in the context of a broader remediation system: effects on water quality and plankton contribution. *Ecological Engineering* 61:371–382.
- Rodrigo, M.A., C. Rojo, M. Segura, J.L. Alonso-Guillén, M. Martín & P. Vera, 2015. The role of charophytes in a Mediterranean pond created for restoration purposes. *Aquatic Botany* S.I. 120:101–111.
- Rodrigues, L.H.R., E.B. Canterle, V. Becker, V. Gazulha, A. Hamester & D. Motta Marques, 2011. Dynamics of plankton and fish in a subtropical temporary wetland: rice fields. *Scientific Research Essays* 6:2069–2077.
- Rojo, C. & M.A. Rodrigo, 2010. Plankton ecology and diversity. In: Sánchez-Carrillo, S. & D.G. Angeler (eds.) *Ecology of Threatened Semi-Arid Wetlands. Long-Term Research in Las Tablas de Daimiel*. Springer, Dordrecht, 137–173.
- Rojo, C., M. Segura & M.A. Rodrigo, 2013. The allelopathic capacity of submerged macrophytes shapes the microalgal assemblages from a recently restored coastal wetland. *Ecological Engineering* 58:149–155.
- Romo, S., J. Soria, F. Fernandez, Y. Ouahid & A. Baron-Sola, 2013. Water residence time and the dynamics of toxic cyanobacteria. *Freshwater Biology* 58:513–522.

Roselló i Verger, V.M., 1995. L'Albufera de València. Ed. Publicacions de l'Abadia de Montserrat S.A., Barcelona.

Sánchez-Carrillo, S. & D.G. Angeler, 2010. Ecology of threatened semi-arid wetlands. Long-term research in Las Tablas de Daimiel. Springer, Dordrecht.

Sanchis-Ibor, C., 2001. Regadiu i canvi ambiental a l'Albufera de València. Publicaciones de la Universitat de València, Departament de Geografia i Centre Valencià del Reg (UPV), València.

Scheffer, M., 1998. Ecology of Shallow Lakes. Chapman & Hall, London.

Smart, M. & G.O. Dick, 1999. Propagation and establishment of aquatic plants: a handbook for ecosystems restoration projects. Technical Report A-99-4, February 1999. US Army Corps of Engineers. Waterways Experimental Station, Vicksburg.

Sommer, U. & F. Sommer, 2006. Cladocerans versus copepods: the cause of contrasting top-down controls on freshwater and marine phytoplankton. *Oecologia* 147:183–194.

Soulié-Märsche, I., 1998. Fossil *Lamprothamnium papulosum* (Charophyta), a biomarker for seasonal rainfall in northern Mauritania. *Paleoecology of Africa* 25:65–76.

Tang, X., S. Huang, M. Scholz, & J. Li, 2009. Nutrient removal in pilot-scale constructed wetlands treating eutrophic river water: assessment of plants, intermittent artificial aeration and polyhedron hollow polypropylene balls. *Water Air Soil Pollution* 197:61–73.

Tavsanoglu, U.N., A.I. Cakiroglu, S. Erdogan, M. Meerhoff, E. Jeppesen & M. Beklioglu, 2012. Sediments, not plants, offer the preferred refuge for *Daphnia* against fish predation in Mediterranean shallow lakes: an experimental demonstration. *Freshwater Biology* 57:795–802.

Torn, K., G. Martin, J. Kotta & M. Kupp, 2010. Effects of different types of mechanical disturbance on a Charophyte dominated macrophyte community. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 87:27–32.

van de Bund, W.J. & E. van Donk, 2004. Effects of fish and nutrient additions on food-web stability in a charophyte-dominated lake. *Freshwater Biology* 49:1565–1573.

van den Berg, M.S., H. Coops, J. Simon & A. de Keizer, 1998. Competition between *Chara aspera* and *Potamogeton pectinatus* as a function of temperature and light. *Aquatic Botany* 60:241–250.

van Zuidam, J.P., E.P. Raaphorst & E.T.H.M. Peeters, 2012. The role of propagule banks from drainage ditches dominated by free-floating or submerged plants in vegetation restoration. *Restoration Ecology* 20:416–425.

Vera, I., J. García, K. Sáez, L. Moragas & G. Vidal, 2011. Performance evaluation of eight year experience of constructed wetland systems in Catalonia as alternative treatment for small communities. *Ecological Engineering* 37:364–371.

Vera, P. & M. Giménez, 2011. Waterfowl in Tancat de la Pipa. Technical report for the Spanish Water Authority.

Vymazal, J., 2011. Enhancing ecosystem services on the landscape with created: constructed and restored wetlands. *Ecological Engineering* 37:1–5.

Vymazal, J., 2013. Emergent plants used in free water surface constructed wetlands: a review. *Ecological Engineering* 61 (Part B):582–592

Restauración y gestión de lagunas costeras en el Delta del Ebro

Carles Ibáñez *, Nuno Caiola, Patricia Prado, Sofia Rivaes

IRTA, Programa de Ecosistemas Acuáticos, Centro de Sant Carles de la Ràpita, Cataluña

* Correo electrónico: carles.ibanez@irta.cat

1. Impactos humanos, condiciones de referencia y estado ecológico

Con una longitud de 910 km y un área de drenaje de 85 362 km², el río Ebro es uno de los afluentes más importantes del mar Mediterráneo (Figura 1). El río Ebro crea uno de los deltas más grandes (320 km²) en la cuenca mediterránea noroccidental. El área más grande (65%) del delta está dedicada al cultivo de arroz, y las áreas naturales cubren solo unos 80 km². Estas áreas protegidas, declaradas Parque Natural en 1983, incluyen diferentes ecosistemas acuáticos, como lagunas costeras, marismas y bahías. Las lagunas costeras se encuentran entre los tipos de hábitats más importantes debido a los servicios ecosistémicos que proporcionan (protección de la línea costera, mejora de la calidad del agua, recursos pesqueros, hábitat y alimento para animales migratorios y residentes, y áreas recreativas) y la biodiversidad que poseen (Levin et al., 2001).

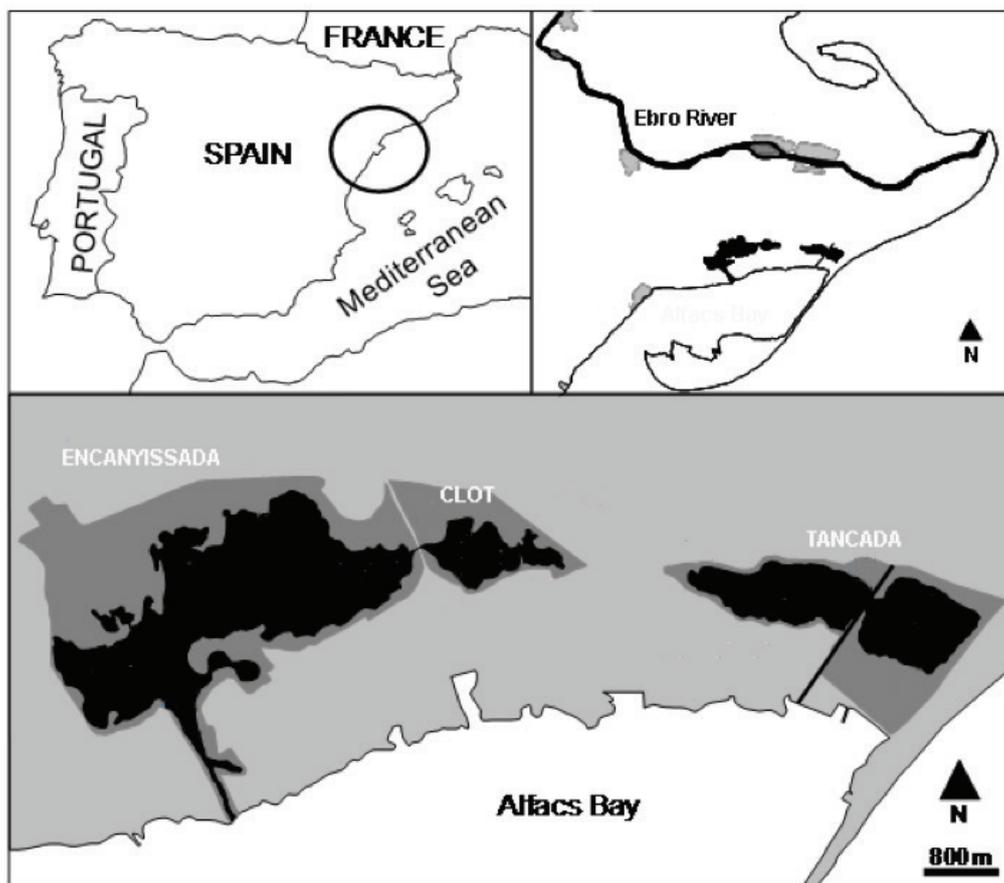


Figura 1. Ubicación de las lagunas costeras del Delta del Ebro (en negro). Se indican los nombres para aquellas que se han sometido a proyectos de restauración.

Rodeado por grandes extensiones de campos de arroz, las lagunas costeras del Delta del Ebro han sufrido una intensa interferencia humana desde el siglo XIX (Ibáñez & Caiola, 2016). Hasta finales de la década de 1980, la mayor parte de las aguas de origen agrícola, ricas en materia orgánica en partículas, nutrientes y algunos herbicidas y pesticidas (por ejemplo, contaminantes organoclorados como PCB, DDT y HCB, ahora prohibidos por ley), se vertían a las lagunas desde mayo a octubre (Comín, 1984;

Comín et al., 1991). Como resultado, la vegetación emergida (principalmente lechos de macrófitos) se expandió y la vegetación sumergida disminuyó en más del 80% en la mayoría de las lagunas. Además, el funcionamiento ecológico de las lagunas cambió a una producción primaria dominada por fitoplancton con alta turbidez debido a la alta concentración de clorofila y la resuspensión de sedimentos finos durante los vientos fuertes (Ferrer & Comín, 1982; Comín et al., 1990; 1991; Ibáñez et al., 2000). Las poblaciones de peces y la abundancia de aves acuáticas también disminuyeron, y las actividades pesqueras y recreativas locales se vieron seriamente afectadas (Forés, 1992; Ibáñez et al., 2000; Rodríguez-Climent et al., 2012).

A finales de los 80, el gobierno regional y las autoridades del Parque Natural implementaron nuevas infraestructuras hidrológicas (estaciones de bombeo y canales de drenaje que rodean las lagunas) para establecer un nuevo esquema de gestión del agua destinado a reducir, no eliminar, las entradas de agua de drenaje desde los arrozales a las lagunas. Sin embargo, los flujos de agua dulce, reducidos pero significativos, con mejor calidad de agua han persistido durante todos estos años desde mayo hasta noviembre. Este esquema de gestión actual implica traer agua dulce del río Ebro con menor materia orgánica, nutrientes y pesticidas de origen agrícola para favorecer el desarrollo de macrófitos sobre el fitoplancton (Comín et al., 1991) y con el objetivo final de restaurar el hábitat para especies protegidas y aves de caza.

El estado ecológico, tal como se define en la Directiva Marco del Agua, o DMA (Comisión Europea, 2000), es una expresión de la calidad, la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas acuáticos. Esto significa que una buena calidad del agua no es suficiente para garantizar el buen estado ecológico. Para medir el estado ecológico, la DMA estableció un conjunto de indicadores que deben ser evaluados de manera homogénea por todos los estados miembros de la Unión Europea. El rasgo común de los elementos de calidad ecológica (calidad del agua, hidromorfología y comunidades biológicas) es que su medida cuantitativa debe representar la diferencia entre el estado actual y las condiciones de referencia (es decir, condiciones sin impactos humanos). Antes de los asentamientos humanos intensivos de los últimos 2 siglos, las lagunas costeras del Delta del Ebro solían ser sistemas salinos (Benito et al., 2014). Lamentablemente, falta información científica sobre las comunidades biológicas en condiciones de referencia, lo que dificulta una buena evaluación de su estado ecológico.

En las 2 últimas décadas, la calidad del agua del bajo río Ebro, el estuario y las lagunas ha mejorado debido a la disminución de la carga de nutrientes y contaminantes químicos (Ibáñez et al., 2012; Prado et al., 2014a). Sin embargo, a pesar de la mejora de la calidad del agua, no se logrará un buen estado ecológico con el actual esquema de gestión del agua, ya que se basa en aportaciones artificiales de agua dulce que favorecen a determinadas especies, provocando una desviación importante de las condiciones de referencia. La evaluación actual de la calidad ecológica de las lagunas costeras del Delta del Ebro llevada a cabo por la Agencia Catalana del Agua siguiendo el procedimiento de DMA muestra que su estado es moderado o deficiente en la mayoría de los casos (Boix et al., 2010). Además, varios estudios demostraron que las bajas salinidades han favorecido la presencia de especies no autóctonas (Caiola & Sostoa, 2002; Franch et al., 2008; Rodríguez-Climent et al., 2013) y que las especies marinas que sustentan las pesquerías locales no se han recuperado (Rodríguez-Climent et al., 2012). Por lo tanto, los criterios de restauración deben tener en cuenta no solo la mejora de la calidad del agua, sino también la recuperación de los procesos ecológicos para restablecer las condiciones de referencia y, por lo tanto, cumplir los criterios de buen estado ecológico de la DMA en la UE.

2. Gestión actual y características ecológicas

Como resultado del actual plan de gestión del agua, las lagunas costeras del Delta del Ebro están sometidas a regímenes de salinidad opuestos de mayo a noviembre (3.6 a 11.6‰ en la laguna del Clot, 12.5 a 27.1‰ en la laguna de la Encanyissada, y 18.6 a 28.1‰ en la laguna de la Tancada; Prado et al., 2013a), pero tienen rangos más similares (desde 13‰ en el Clot hasta 28-31‰ en la Encanyissada y la Tancada) durante el resto del año, con flujos mínimos de agua dulce.

2.1. Vegetación sumergida

En muestreos de vegetación realizados entre 1976 y 1977 (Curcó, 1994) *Potamogeton pectinatus* (crecimiento óptimo en las salinidades de aprox. 5; Van Wijk et al., 1988) y en menor medida *Najas marina* (especie de agua dulce; Agami & Waisel, 1985) fueron las especies macrófitas dominantes en las lagunas de la Encanyissada y el Clot, y la mayor parte de la laguna de la Tancada, lo que indica entradas significativas de agua dulce de origen agrícola y condiciones eutróficas (Grillas, 1990; Adams et al. 1992; Ibáñez et al. 2000). A finales de los años 80, *Ruppia cirrhosa* y *P. pectinatus* podían encontrarse en praderas mixtas y monoespecíficas en la laguna de la Tancada, en particular en el sector oeste (por ejemplo, Menéndez & Comín, 1989), pero no hay información disponible de las otras lagunas. Hoy, después de la reducción de las aportaciones de agua dulce y la mejora de la calidad del agua, *R. cirrhosa* (crecimiento óptimo en aguas meso a polihalinas de 12 a 30‰; Adams et al., 1992) es la especie dominante en la laguna de la Encanyissada (solo mezclada en baja abundancia con *P. pectinatus* al norte de la laguna) y el único macrófito encontrado en la laguna de la Tancada (ver Figura 2a). En la laguna del Clot, las salinidades más bajas (aprox. 3.6‰) han permitido la persistencia de poblaciones dominantes de *P. pectinatus* intercaladas con *R. cirrhosa* (capaz de crecer de 0 a 75‰; Adams & Bate, 1994) y praderas mixtas de *P. pectinatus* y *N. marina* en algunas áreas reducidas (Figura 2b).

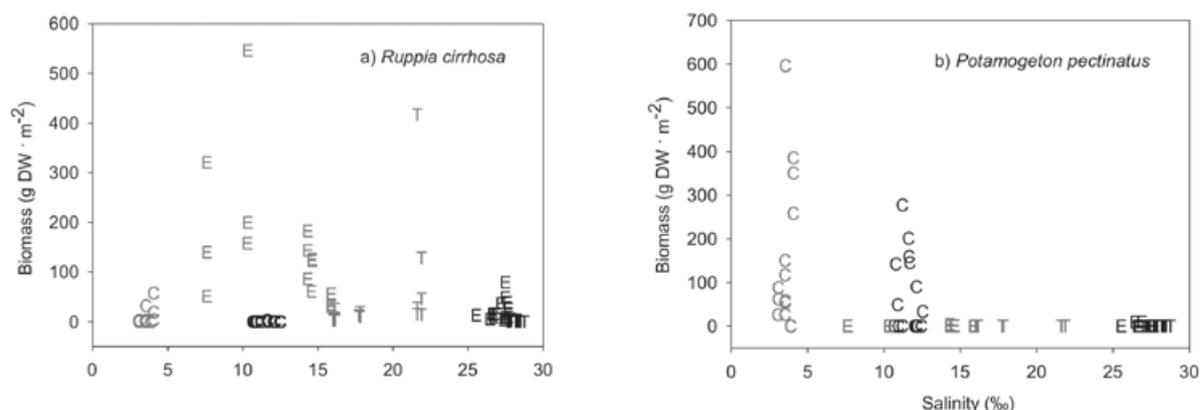


Figura 2 . Variación estacional de (a) la biomasa de *Ruppia cirrhosa* y (b) la biomasa de *Potamogeton pectinatus* en relación con la salinidad media anual (valores promedios de verano e invierno) en las 3 lagunas de estudio. C-Clot, E-Encanyissada y T-Tancada. Los valores de verano (agosto) están indicados en gris y los valores de invierno (febrero) en negro. Figura de Prado et al. (2013) con permiso.

Los valores actuales de biomasa de *R. cirrhosa* están sujetos a una considerable variabilidad estacional con valores máximos de biomasa en verano (0-308 g PS·m⁻²) en la laguna de la Encanyissada y 4-153 g PS·m⁻² en la laguna de la Tancada) y mínimos en invierno (0-45 g PS·m⁻² y de 0 a 2.3 g PS·m⁻², respectivamente), estrechamente reflejado por patrones de cálculos de la producción neta anual (Prado et al., 2013a). En la laguna de la Encanyissada, se ha descrito una gran variabilidad en la abundancia de macrófitos (aprox.

10 veces), posiblemente como resultado de las diferencias en la salinidad invernal (de 24 a 34‰), de los efectos de sombreado por macroalgas marinas a la deriva que entran desde las áreas eutrofizadas de la bahía de los Alfacs (Prado et al. 2013a), o de ambos aspectos. En la laguna de la Tancada, también se observan en verano densidades muy diferentes entre las cuencas oeste y este (9 y 107 g PS·m⁻², respectivamente; Prado et al., 2013a), y estudios previos mostraron estimas de biomasa notablemente mayores en 1986-1989 (Menéndez & Comín, 1989: aprox. 25-687 g PS·m⁻²; Menéndez, 2002: 9-840 g PS·m⁻²). Estas diferencias entre las cuencas están posiblemente asociadas con una mayor salinidad en comparación con la registrada en los años 90 (Comín et al., 1991). La mayor salinidad eliminó grandes áreas cubiertas con *P. pectinatus*, desestabilizando los sedimentos y aumentando la turbidez, con lo que se obstaculizó así la recolonización y la supervivencia de *R. cirrhosa* (ver también Charpentier et al., 2005). Para *P. pectinatus* (mayormente en desarrollo en la laguna del Clot), la estacionalidad es menos marcada que para *R. cirrhosa*, con valores de biomasa más altos en verano (0-331 g PS·m⁻²) que en invierno (0-168 g PS·m⁻²). Aunque no hay registros históricos disponibles para la laguna Clot, estos valores de biomasa son mucho más bajos que los estudiados para varios hábitats salobres en la Camarga a salinidades similares (376 a 668 g PS·m⁻²; Van Wijk, 1988) y sugieren condiciones de crecimiento subóptimas para esta especie adaptada a las condiciones del agua más dulce. En verano también crece *N. marina* (57 g PS·m⁻²) mezclada con *P. pectinatus* (58.5 g PS·m⁻²) también crece en el área más cercana a la conexión con la laguna de la Encanyissada. En general, las biomásas máximas analizadas por Prado et al. (2013a) fueron un 88-95% más bajas que los valores máximos estudiados en la literatura con salinidades similares, y la recuperación es baja o nula en algunas áreas en comparación con los últimos informes de hace más de 20 años. Además de los patrones de distribución a lo largo del gradiente de salinidad, otros factores como la carga de nutrientes, la turbidez y las bajas concentraciones de oxígeno (p. ej., 3-4 mg·L⁻¹ en la laguna del Clot y aprox. 6 mg·L⁻¹ en la Tancada) pueden explicar las condiciones subóptimas para el crecimiento de la planta en estas lagunas costeras. Según la información existente, concluimos que los esfuerzos de restauración pasados y la actual gestión del agua han cambiado el hábitat hacia condiciones más salobres, reemplazando *P. pectinatus* por *R. cirrhosa* en muchos casos, pero aún lejos de las condiciones de referencia de agua salobre. Sin embargo, el régimen de salinidad actual durante todo el año puede no ser óptimo para ninguna de las especies de macrófitas existentes.

2.2. Comunidades planctónicas

Las comunidades de fitoplancton y zooplancton en las lagunas costeras del Delta del Ebro también muestran patrones de abundancia opuestos durante el período estival, con una mayor densidad de zooplancton y una menor de fitoplancton en las salinidades más altas (Prado et al., 2017a). También se observaron diferencias en la estructura de la comunidad entre lagunas, en particular entre las lagunas del Clot y la Tancada durante el período estival. (Figura 3, Tabla 2). Entre el fitoplancton, las Bacillariophyceae bentónicas es uno de los grupos más comunes, con las mayores abundancias en verano en las lagunas del Clot y la Encanyissada, presumiblemente como resultado de la mejora en las condiciones de luz y la resuspensión de sedimentos (Prado et al., 2017a). Las Chlorophyceae, y en menor medida las Cyanophyceae y las Euglenophyceae (todas generalmente menos de 1%) son también más abundantes en la laguna del Clot en verano (como puede ocurrir en ambientes de agua dulce; Nicholls, 1976), y disminuyen en las lagunas de la Encanyissada y la Tancada. Por el contrario, las Dinophyceae, un grupo encontrado comúnmente en las bahías del Delta del Ebro (M. Fernández, comunicación personal), muestran las mayores abundancias en la laguna de la Tancada y las más bajas en la laguna del Clot (53% y 1%, respectivamente), lo que indica que las Dinophyceae entran en las lagunas a través de los canales de conexión con la Bahía de los Alfacs (no existente en el

Clot). La comunidad del zooplancton está dominada por los estadios larvarios de los copépodos con una menor abundancia de otros taxones, especialmente durante el período invernal. El calanoide osmoconformador *Calanipeda aquadulcis* (Svetlichny et al., 2012) es el taxón más extendido entre las lagunas (véase también Menéndez & Comín, 1986), con más adultos en verano y copépodos en invierno. El copépodo harpacticoide *Canuella perplexa*, ampliamente distribuido en lagunas costeras en salinidades de 16 a 32 (Ceccherelli & Mistri, 1991), es en gran parte responsable del mayor número total de zooplancton en mayores salinidades. Otras especies de copépodos están presentes en números menores y generalmente muestran mayor abundancia en verano en las lagunas de la Encanyissada y la Tancada. Los cladóceros, más comunes en ambientes oligohalinos (Bruçet et al., 2009), están presentes en baja abundancia, en particular en la laguna Tancada durante el período invernal (mayor salinidad). Los ostrácodos también están presentes en números bajos, coincidiendo con patrones encontrados en otras lagunas costeras mediterráneas (p. ej., Bruçet et al., 2009; 2010). Entre otros grupos de zooplancton, se ha descrito que los rotíferos alcanzan altas biomásas estivales en las lagunas catalanas (Badosa et al., 2007; Bruçet et al., 2009), pero son más abundantes en invierno, particularmente en las salinidades más bajas (Prado et al. 2017a). En general, la temperatura y la salinidad fueron los factores más importantes que determinaron la estructura de la comunidad (aprox. 60% y 72% de variación de fitoplancton y zooplancton, respectivamente). La salinidad solo representa aprox. 44% de la variación en la abundancia y composición de taxones de fitoplancton y aprox. 20% de la variación del zooplancton (véase Prado et al., 2017a). Sin embargo, en comparación con el período de alta escorrentía agrícola hace aprox. 30 años, las condiciones actuales muestran una disminución importante en la abundancia total de fitoplancton (más del 50%), mientras que las abundancias de zooplancton son aprox. 6 veces mayor (véase Comín, 1984; Menéndez & Comín, 1986). Las bajas abundancias actuales de fitoplancton pueden explicarse por una fuerte reducción en la carga de nutrientes desde los arrozales hacia las lagunas después de la construcción de canales de circunvalación y la reparación de las comunidades de macrófitos (Prado et al., 2013a).

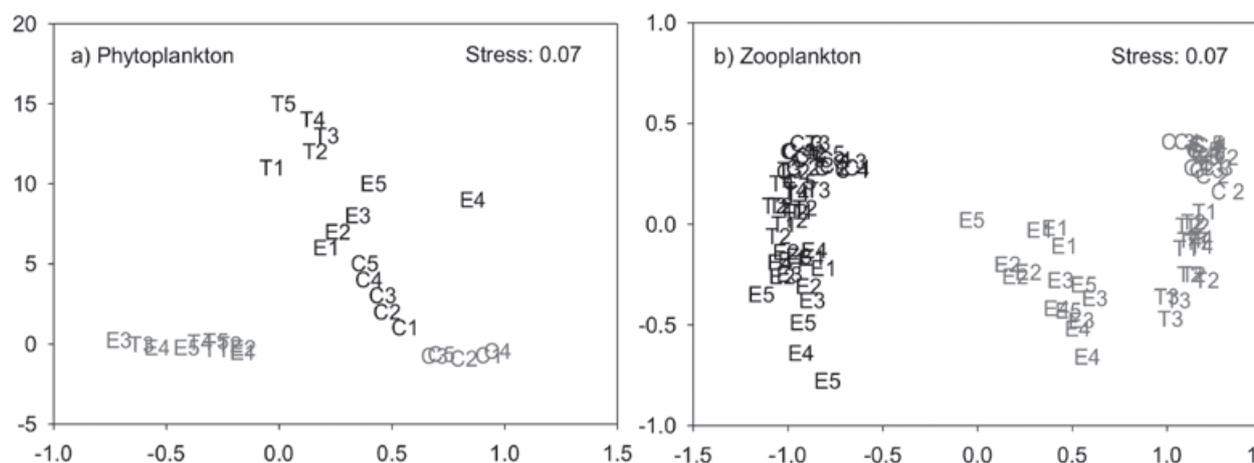


Figura 3 . Ordenación n-MDS donde se muestran las diferencias en comunidades de fitoplancton y zooplancton entre lagunas y estaciones. Etiquetas de símbolos como en la Figura 2. Figura de Prado et al. (2014) con permiso.

	Fitoplancton			Zooplancton			
	R	p (%)	Sim./Diss (%)	R	p (%)	Sim./Diss (%)	
Laguna	0.784	0.1		Laguna	0.848	0.1	
C-T	1	0.2	54.57	C-T	0.914	0.1	50.81
C-E	0.828	0.1	29.71	C-E	0.868	0.1	32.62
T-E	0.578	0.2	37.47	T-E	0.847	0.1	41.72
C			89.82	C			84.80
E			85.36	E			81.22
T			85.64	T			74.58
Estación	0.960	0.1	34.69	Estación	1	0.1	86.90
W			87.67	W			80.64
S			86.20	S			79.77

Tabla 1. Resultados del análisis ANOSIM bidireccional (efectos globales y comparaciones por pares) y SIMPER (similitud/disimilitud) para comunidades de fitoplancton y zooplancton basadas en matrices de disimilitud derivadas de la abundancia de taxones (transformadas a logaritmo $(1 + x)$). R – estadísticos ANOSIM; p – nivel de significación de los estadísticos de muestra (%). En el análisis ANOSIM, los resultados significativos se indican en negrita. En los resultados SIMPER, las comparaciones por pares indican diferencias y similitudes de un solo grupo.

	Macroinvertebrados		
	R	p (%)	Sim./Diss (%)
Laguna	0.756	0.1	
C-T	0.899	0.1	57.57
C-E	0.676	0.1	44.16
T-E	0.752	0.1	49.90
C			69.79
E			71.46
T			65.8
Estación	0.559	0.1	46
W			76.72
S			61.32

Tabla 2. Resultados de los análisis ANOSIM bidireccional (efectos globales y comparaciones por pares) y SIMPER (similitud/disimilitud) basados en matrices de disimilitud derivadas de la abundancia de taxones de macroinvertebrados (transformadas a logaritmo $(1 + x)$). R – estadísticos ANOSIM; p – nivel de significación de los estadísticos de muestra (%). En análisis ANOSIM, los resultados significativos se indican en negrita. En los resultados SIMPER, las comparaciones por pares indican disimilitudes y similitudes de un solo grupo.

2.3. Comunidades de macroinvertebrados

Prado et al. (2014a) demostraron que los patrones de comunidades de macrofauna en las lagunas del Delta del Ebro están fuertemente influenciados por los efectos interactivos de los flujos de agua dulce y del patrón estacional. Según sus trabajos, la riqueza y la diversidad de especies se relacionaron positivamente con la salinidad (es decir, más alta en las lagunas de la Tancada y la Encanyissada y más baja en la laguna del Clot), particularmente en verano, cuando las condiciones de salinidad son más diferentes. Se encontraron 22 taxones, que incluían crustáceos, insectos, gasterópodos y bivalvos, y presentaban patrones opuestos a lo largo del gradiente de salinidad y las estaciones de estudio (Figura 4, Tabla 2).

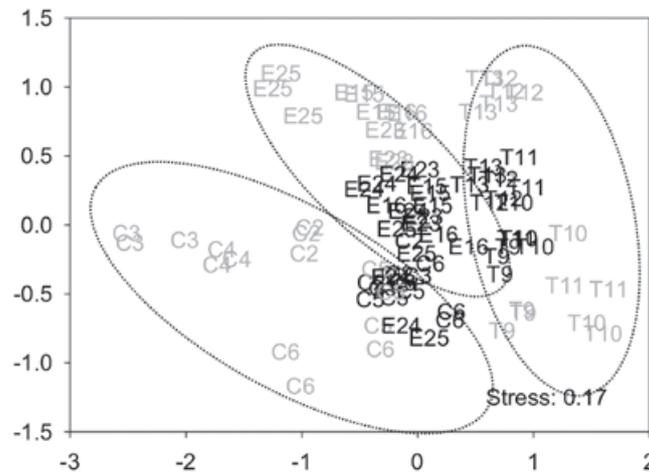


Figura 4. Ordenación n-MDS que muestra las diferencias en comunidades de macrofauna entre las 3 lagunas de estudio. Los círculos señalan patrones de agrupamiento sobre zonas y lagunas. Etiquetas de símbolos como en la Figura 2. Los datos están transformados a logaritmo $(1 + x)$. Figura de Prado et al., (2017a) con permiso.

Entre los crustáceos, los anfípodos eurihalinos *Gammarus aequicauda* y *Corophium volutator* (McLusky, 1970; Prado & Biantolino, 2003) son abundantes en todas las lagunas, particularmente en la Tancada. Los isópodos *Idotea baltica* y *Cyathura carinata* no se encuentran en la laguna Clot y son más abundantes en la Tancada, debido a una capacidad de osmorregulación más eficiente en las salinidades superiores a 10 (Hørlyck, 1973). Por el contrario, el isópodo *Lekanesphaera hookeri* es muy abundante en la laguna del Clot pero está ausente de la Tancada, también dependiendo de los rangos de tolerancia a la salinidad (Jansen, 1970). Entre los insectos, *Chironomus salinarius* y Orthoclaadiinae son más abundantes en las salinidades inferiores del Clot (véase también Cartier, 2011), y en verano, las larvas de los lepidópteros *Acentria ephemerella* aparecen asociados con *P. pectinatus* en la laguna del Clot y en la zona norte de la laguna de la Encanyissada. Entre los moluscos, el gasterópodo *Hydrobia* sp. es abundante en la Encanyissada y menos en las otras lagunas, particularmente en el Clot, debido a su marcada preferencia por las aguas meso- a polihalinas (Khlebovich & Kondratenkov, 1973). Los gasterópodos restantes (*Haminoea navicula*, *Gibbula* sp., y *Theodoxus fluviatilis*) y las especies de bivalvos (*Cerastoderma* sp. y *Scrobicularia plana*) observados son característicos de las aguas marinas (López-Cotelo et al., 1982; Baden & Boström, 2001; Malaquias & Cervera, 2006) y se encuentran en mayor número en la laguna Tancada. Hasta el 56-60% de estas variaciones en la comunidad de macroinvertebrados se explicaron por factores ambientales, donde la salinidad y la temperatura representaron las mayores contribuciones (aproximadamente 14% y 10%, respectivamente), mientras que la biomasa depende principalmente de temperatura y nutrientes (Prado et al., 2014a). En menor medida, otros factores explicativos también incluyeron niveles distintos de oxígeno y materia orgánica en las lagunas, aparentemente asociados con la entrada de agua dulce (Prado et al., 2014a).

2.4. Comunidades de vertebrados

Los macrófitos de agua salobre, como *P. pectinatus*, *N. marina* y *R. cirrhosa* entre otros, son un alimento y hábitat preferido para especies de aves acuáticas como patos y fochas (Perrow et al., 1997; Rodríguez-Pérez & Green, 2006) y parecen haber favorecido el desarrollo de grandes poblaciones de ciertas aves acuáticas (Mateo et al., 2000; Farré & Duro, 2010) después de los esfuerzos de restauración (Ibáñez et al., 2000). En realidad, durante la temporada de cría, grandes poblaciones de aves acuáticas usan los

hábitats de estos macrófitos para reproducirse. Estas aves acuáticas incluyen patos (*Anas platyrhynchos* en su mayoría), zampullines comunes (*Tachybaptus ruficollis*), fochas comunes (*Fulica atra*), colonias de varias especies de ardeidos (*Ixobrychus minutus*, *Nycticorax nycticorax*, *Ardeola ralloides*, *Bubulcus ibis*, *Egretta garzetta* y *Ardea purpurea*), y también un gran número de moritos (*Plegadis falcinellus*) y calamones comunes (*Porphyrio porphyrio*). Las lagunas costeras también son territorios de reproducción importantes para los charrancitos (*Sterna albifrons*, *Gelochelidon nilotica*, *Chlidonias hybrida*, *Sterna sandvicensis* y *S. hirundo*) y las gaviotas (*Chroicocephalus genei*, *C. ridibundus* y *Larus audouinii*). Durante las temporadas de migración e invierno, los patos (*Anas penelope*, *A. strepera*, *A. crecca*, *A. acuta*, *A. clypeata*, *Netta Rufina* y *Aythya ferina*) son muy comunes, al igual que los zampullines comunes (*Podiceps cristatus* y *P. nigricollis*), las aves limícolas (*Limosa limosa*, *L. lapponica*, *Calidris ferruginea*, *C. alba*, *C. minuta*, *Tringa totanus* y *T. nebularia*) y las garzas (*A. alba* y *A. cinerea*). Finalmente, durante el invierno miles de flamencos (*Phoenicopterus roseus*) usan las lagunas como hábitat preferido.

Por el contrario, las poblaciones de peces de aguas marinas y salobres disminuyeron durante las décadas de los 70 y 80, con las entradas de agua dulce de baja calidad, y los rendimientos totales de captura no se volvieron a recuperar en la mayoría de las lagunas a partir de la disminución de la biomasa en un 70% a finales de la década de los 80 (Ibáñez et al., 2000). Además, las salinidades más bajas también favorecieron el incremento de especies de peces no autóctonas con un bajo valor comercial, como el alburno (*Alburnus alburnus*), el carpín dorado (*Carassius auratus*), la carpa (*Cyprinus carpio*), *Pseudorasbora* (*Pseudorasbora parva*), la lucioperca (*Sander lucioperca*), el siluro (*Silurus glanis*), y el lobo del Japón (*Misgurnus anguillicaudatus*) (Caiola & Sostoa, 2002; Franch et al., 2008; Rodríguez-Climent et al., 2012). La gambusia (*Gambusia holbrooki*) merece una atención especial debido a sus efectos negativos sobre la conservación del fartet (*Aphanius iberus*) en peligro de extinción (Caiola & Sostoa, 2005). Por lo tanto, el mal estado de conservación de estas especies podría deberse en parte a una estructura alterada de la red trófica o a cambios en la disponibilidad de recursos tróficos, tales como macroinvertebrados, zooplancton y fitoplancton; e intensificado por patrones restringidos de búsqueda de alimento, en particular en residentes permanentes de la laguna como las lisas (*Liza aurata*, *L. saliens*, *L. Ramada*, *Mugil cephalus* y *Chelon labrosus*), la anguila (*Anguilla Anguilla*), el pejerrey (*Atherina boyeri*), el gobio común (*Pomatoschistus microps*), y el pez pipa de rayas negras (*Syngnathus abaster*). Estas alteraciones ecológicas también afectaron negativamente a las especies no residentes que solían ser más abundantes, como la lubina (*Dicentrarchus labrax*), la dorada (*Sparus aurata*), y el lenguado (*Solea senegalensis*).

Se ha demostrado que las alteraciones en la calidad y abundancia de los hábitats sumergidos y los recursos tróficos causadas por las diferencias en la salinidad afectan la composición de la dieta de las principales especies de peces en las lagunas del Delta del Ebro (Prado et al., 2014b). La variabilidad en señales C δ^{13} en las lagunas es particularmente pronunciada en toda la red trófica, con valores sistemáticamente más bajos en la laguna del Clot y mayores en la laguna de la Tancada (Figura 5). Estas diferencias siguen patrones observados en otros sistemas con aportaciones variables de materiales marinos y continentales (por ejemplo, Deegan & Garritt, 1997; Vizzini et al., 2005; García et al., 2007; Obrador & Pretus, 2012). Para N δ^{15} , se detecta una relación negativa con el gradiente de salinidad en sedimentos, zooplancton y las comunidades invertebradas (Prado et al., 2014b), posiblemente debido a entradas anteriores de agua enriquecida en N δ^{15} de fuentes antropogénicas (por ejemplo, Vizzini & Mazzola, 2004; Vizzini et al., 2005). Sin embargo, los procesos perdurables de eutrofización parece que tienen pocos efectos en las firmas N δ^{15} de especies de peces (como proxy de su posición trófica; Figura 5). Los modelos usados para la evaluación de la contribución a la dieta de los peces muestran que la alimentación de las especies más abundantes como los mugilidos (*Liza* spp.), el pejerrey (*Atherina*

boyeri), el gobio común (*P. microps*), el fartet (*A. iberus*), y la gambusia (*G. holbrooki*) está dominada por zooplancton en la Encanyissada y por macroinvertebrados en las lagunas del Clot y la Tancada (Prado et al., 2014b). Una hipótesis plausible de estos resultados es que las opciones de consumo a lo largo del gradiente de salinidad pueden haber sido influenciadas por diferencias en la disponibilidad de presas (Prado et al., 2014a). Por el contrario, aunque las poblaciones de peces en las lagunas del Delta del Ebro hayan experimentado una disminución general importante desde los años 80 (Ibáñez et al. 2000), la biomasa de las especies de peces no parece tener una relación clara con la salinidad, a excepción de la gambusia (*G. holbrooki*) que fue más abundante en la laguna del Clot (Prado et al., 2014b).

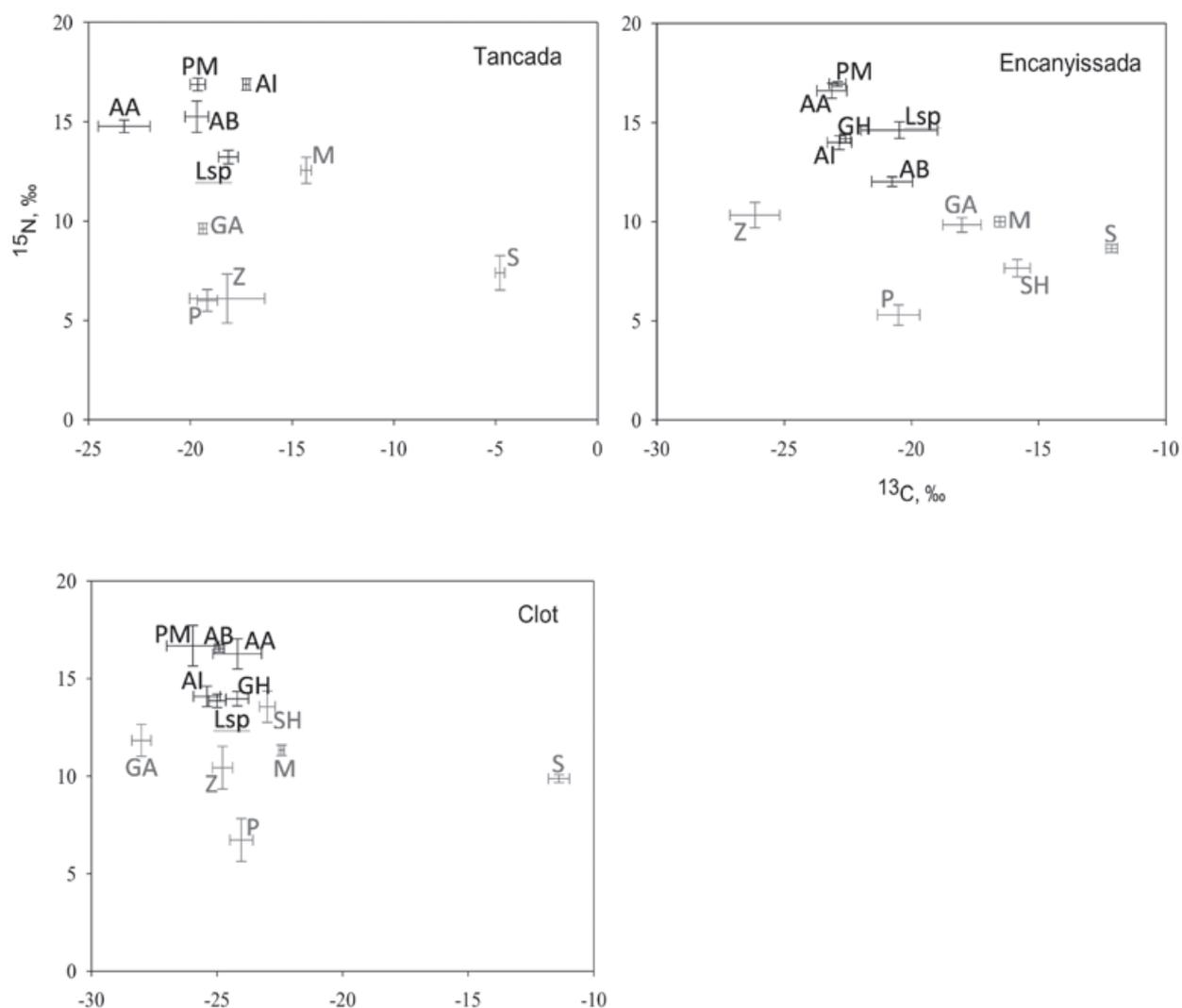


Figura 5. Señales C δ^{13} y N δ^{15} de especies de peces (negro) y fuentes de alimento (gris) en las 3 lagunas estudiadas en el Delta del Ebro a lo largo del gradiente de salinidad. Lsp-*Liza* spp.; AA-*Anguila anguila*; PM- *Potamochistus microps*; AB-*Atherina boyeri*; AI-*Aphanius iberus*; GH-*Gambusia holbrooki*; GM-*Gammarus aequicauda*; SH-*Sphaeroma hookeri*; M-Macrófitos; S-Sedimento; F-Fitoplancton; Z-Zooplancton. Las barras de error son SE. Figura de Prado et al. (2014b) con permiso.

2.5. Estructura de la red trófica

La investigación del conjunto de la red trófica —desde el fitoplancton hasta las aves— mediante análisis de redes (Ecopath con el software Ecosim) mostró un funcionamiento trófico opuesto en las 3 lagunas, pero principalmente se debió a procesos *bottom-up* relacionados con los efectos de la salinidad en el tipo de hábitat (ver Prado et al., 2013b). Dado que las 2 lagunas de mayor salinidad, la Encanyissada y la Tancada, están dominadas por el macrófito anual *R. cirrhosa*, la biomasa de plantas y epífitas es suficiente para mantener a los peces y las comunidades de macroinvertebrados en verano, pero no en invierno, cuando se pierde casi toda la biomasa. Por lo tanto, es necesario un cambio a un consumo de detritus para compensar los modelos tróficos de estas lagunas. Por el contrario, en la laguna del Clot, dado que las comunidades de macrófitos están dominadas por la especie pseudoanual *Potamogeton pectinatus*, que persiste todo el año pero registra una cierta disminución en invierno, los consumidores no experimentan ninguna limitación estacional. Además, las diferencias estacionales en algunas métricas de ecosistemas comúnmente utilizadas, como la relación NPP:biomasa, la producción total del sistema (PTS) y la ascendencia, son también las más bajas en la laguna del Clot, lo que sugiere un funcionamiento trófico más estable, que no depende tanto de variabilidad en la abundancia de fitoplancton (Prado et al., 2013b). Esta influencia de la salinidad, junto con la disponibilidad de nutrientes, en el funcionamiento trófico de estos sistemas se confirma aún más gracias a una relación positiva con la ratio entre de las vías planctónica y bentónica, lo que sugiere una mayor importancia de la vía planctónica cuando los macrófitos están limitados. Además, la variación estacional en la disponibilidad del hábitat (los refugiados proporcionados por la vegetación) puede tener un impacto indirecto en la abundancia de niveles tróficos superiores (Green & Short, 2003). Sin embargo, aunque considerar los sistemas estudiados como un sistema cerrado es un enfoque de modelado aceptado (Christian & Luczovich, 1999; Prado et al., 2013b), también podría proporcionar una perspectiva demasiado simplista de los flujos reales de energía y materia orgánica que entran en las lagunas de fuentes marinas y continentales. Por ejemplo, Prado et al. (2014b) mostraron que las señales $C \delta^{13}$ de macrófitos reflejaron con fuerza el gradiente de salinidad ($-14.31 \pm 0.26\%$, $-16.26 \pm 0.37\%$, y $-22.59 \pm 0.41\%$, respectivamente, en las lagunas de la Tancada, la Encanyissada y el Clot). Por lo tanto, la POM de plantas C3 más degradadas (menos de 25 a 19‰) como el arroz, que se extiende sobre aprox. el 70% de la superficie del delta, podría ser una importante fuente de carbono en la laguna del Clot, que presenta las mayores entradas de agua dulce a través de los canales de riego. Del mismo modo, las praderas de macrófitos sumergidos *Cymodocea nodosa*, que se desarrolla en la Bahía de los Alfacs y se encuentra entre las fuentes más enriquecidas de carbono vegetal (aproximadamente 7.5‰; Vizzini & Mazzola, 2003) podría estar disminuyendo la POM en las lagunas de la Encanyissada y la Tancada mediante la conexión con el mar a través de los canales.

3. Análisis de los esfuerzos de restauración en las lagunas costeras del Delta del Ebro

Los esfuerzos de restauración ecológica en el Delta del Ebro comenzaron a principios de los 90 en la laguna de la Encanyissada, la mayor laguna costera del Delta del Ebro, y se centraron en la mejora de la calidad del agua cambiando las conexiones hidrológicas existentes para restaurar la cubierta de macrófitos de la laguna. También en los años 90 se realizó una restauración experimental de arrozales abandonados cerca de la laguna de la Tancada para probar la eficiencia de estas áreas restauradas en la reducción del contenido de nutrientes de las aguas residuales y para estudiar la dinámica de la

vegetación y de las aves acuáticas en dichas áreas durante el proceso de restauración. Ambos esfuerzos de restauración se impulsaron desde el Parque Natural del Delta del Ebro y la Universidad de Barcelona.

Una tercera acción de restauración, impulsada por el Parque Natural, se realizó en la isla de Buda después de que la Generalitat de Catalunya comprara la mitad de la isla en 1992 para emprender acciones para mejorar la biodiversidad y preservar y mejorar los hábitats protegidos. Esta intervención se incluyó en un proyecto LIFE Natura destinado a aumentar la biodiversidad y contrarrestar las amenazas existentes, como la mala calidad del agua de las lagunas costeras, la pérdida de bosques de ribera y de los hábitats favorables para la nidificación de algunas especies protegidas como la canastera (*Glareola pratincola*) y el avetoro (*Botaurus stellaris*), así como la disminución de las poblaciones de fartet (*A. iberus*) en peligro de extinción.

Después de estos primeros esfuerzos para mejorar el estado ecológico de algunas de las lagunas del Delta del Ebro, en la década siguiente la rehabilitación del hábitat no fue una prioridad. Lo más notable fue la restauración de una pequeña laguna y sus humedales (Riet Vell) como resultado de otro proyecto LIFE Natura llevado a cabo por la ONG SEO/BirdLife. Luego, después de 2010, se realizaron algunos proyectos de restauración importantes, incluida la creación de filtros verdes y lagunas costeras en antiguos campos de arroz e instalaciones de piscifactorías abandonadas, así como la restauración hidrológica de otras lagunas existentes.

A continuación, analizamos con más detalle los principales proyectos de restauración llevados a cabo en las lagunas costeras del Delta del Ebro durante los últimos 25 años para mejorar la calidad ecológica de estos hábitats prioritarios de humedales, afectados por las políticas de gestión del territorio que favorecían la agricultura, la caza y la pesca y que redujeron su superficie de manera significativa.

3.1. Restauración funcional de la laguna de la Encanyissada (1991-1992)

El objetivo de esta primera acción de restauración en esta laguna, con una profundidad promedio de 80 cm, fue mejorar la calidad del agua (eutrofización y contaminación por plaguicidas) y recuperar la vegetación sumergida, de gran importancia para las poblaciones de aves acuáticas y peces que habían disminuido para entonces (Forès, 1992).

Para revertir los problemas de contaminación, se llevó a cabo la construcción de un canal de derivación alrededor de la laguna para evitar la entrada de agua de drenaje de los arrozales, desviándola hacia la Bahía de los Alfacs. Además, se estableció una nueva entrada de agua dulce de mejor calidad desde el río Ebro utilizando un canal de riego existente (Forès et al., 2002). Los intercambios entre la laguna y el agua de mar aumentaron a medida que disminuían los aportes de agua dulce, lo que ayudó a reducir la carga de nutrientes debido al contenido relativamente bajo de nutrientes del agua de mar (Comín et al., 1990).

Al mismo tiempo, durante la primavera de 1991, la laguna del Clot se secó a propósito. Esta pequeña laguna (0.56 km²) es parte del sistema de la laguna de la Encanyissada, de la que está separada por una compuerta. Esta compuerta permitió aislar la pequeña laguna de la laguna principal, para permitir la aireación del sedimento y disminuir el flujo de nutrientes (especialmente fósforo) del sedimento al agua durante las posteriores entradas de agua.

La laguna del Clot estuvo completamente seca durante casi un año, y luego se llenó con agua de riego con menores aportes de fósforo y nitrógeno en forma de amonio presente generalmente en el agua de drenaje de los campos de arroz. Antes se realizaron algunos experimentos de laboratorio para encontrar las características apropiadas de la futura agua de inundación y elegir el mejor procedimiento. Teniendo en cuenta la disponibilidad de agua y la topografía, la mejor opción fue una primera inundación con agua de mar seguida de sucesivas inundaciones con agua dulce (Forès, 1992). Dos años después de la restauración, la cubierta de macrófitos superó el 70%, lo que permitió la rápida recuperación de las poblaciones de peces y aves de caza; estos resultados mostraron que la entrada de agua de drenaje es una de las principales causas de la desaparición de macrófitos y de la proliferación de fitoplancton en las lagunas costeras del Delta del Ebro (Forès et al., 2002). Por lo tanto, la restauración tuvo éxito en términos de recuperación del estado ecológico del ecosistema (recuperación de la comunidad de macrófitos, aves acuáticas, etc.) y no en términos de integridad del ecosistema (las condiciones de referencia), ya las lagunas todavía tienen importantes aportaciones de agua dulce, especialmente en el caso del Clot.

3.2. Restauración de humedales en la laguna de la Tancada (1993-1998)

Esta restauración experimental (Comín et al., 2001) consistió en la conversión de arrozales abandonados en humedales a lo largo de la orilla de la laguna de la Tancada (2.6 km²) para probar su eficacia en la eliminación de nitrógeno y fósforo de las aguas de origen agrícola que se utilizaron para inundar los humedales restaurados. Se investigó la dinámica de la vegetación de la zona restaurada, así como qué etapa de sucesión era la más adecuada para las aves de los humedales. Finalmente, el estudio determinó el potencial de recuperación de la diversidad del paisaje que habría si la actividad de restauración llevada a cabo se aplicara a un área más grande, que cubriera todo el cinturón de vegetación que rodea una laguna costera.

Se controló y comparó el agua de entrada y de salida del área experimental, y se demostró que los arrozales convertidos en humedales, después de la revegetación espontánea, parecen ser muy eficientes en la retención de nitrógeno del agua superficial (50-95% del nitrógeno total entrante), pero mucho menos en la retención de fósforo (menos del 50% del fósforo entrante). Por lo tanto, si los humedales restaurados de los arrozales se utilizan como filtros para eliminar nutrientes, es posible lograr una mejora de la calidad del agua de drenaje de los sistemas agrícolas que se descarga a los ecosistemas costeros (lagunas, bahías y mar abierto).

El proceso de colonización de la vegetación después de la restauración de humedales de agua dulce mostró características típicas de sucesión secundaria: inundar la zona con agua dulce durante la temporada de crecimiento y mantener un nivel bajo de agua (hasta 30 cm) favoreció el desarrollo del carrizo (*Phragmites australis*). Para el cuarto año, los humedales restaurados estaban densamente cubiertos por el carrizal. Las especies de plantas dominantes variaron durante los primeros 4 años después de que los campos de arroz fueron abandonados, cambiando de un dominio de *Echinochloa* sp. y *Scirpus maritimus* en el primer año a *Typha latifolia* en el segundo y a *Scirpus lacustris* en el tercero, antes de que se estableciera el carrizo en los años siguientes. La biomasa seca aérea de la vegetación emergente aumentó progresivamente a lo largo de los años, lo que significa que con los años se produce una acumulación neta de detritus vegetales.

Como en el caso de la vegetación emergente, el crecimiento estacional de los macrófitos en estos humedales siguió un patrón similar al de otras poblaciones de la misma especie ubicadas en áreas cercanas a la zona experimental sometidas a flujos de agua naturales y no a inundaciones reguladas (Comín et al., 1997).

Las aves acuáticas prefirieron los humedales en una etapa intermedia de sucesión, seleccionando los hábitats dominados por *Thypha* y *Scirpus* antes que campos de arroz y humedales abiertos, que brindan poca protección, y que humedales más antiguos con vegetación densa, que dificultan los movimientos de las aves mientras se alimentan o crían. Por lo tanto, para mejorar el hábitat de las aves, se debe gestionar la vegetación en humedales más densos para maximizar la diversidad. Sin embargo, después de la restauración, los agricultores que cultivaban los arrozales vecinos se quejaron de las aves acuáticas que vivían en las zonas restauradas y se alimentaban en sus campos de arroz. Esto condujo a la transformación de los sitios restaurados en prados secos para disminuir el número de aves acuáticas (Comín et al., 2005).

En general, el estudio demostró que la restauración de los humedales puede lograr simultáneamente diferentes objetivos, como la reducción de nutrientes y la conservación de la biodiversidad, entre otros. Otra conclusión es que la restauración del hábitat puede lograrse rápidamente una vez se abandona el cultivo intensivo, porque la recuperación de los humedales de los campos de arroz tiene lugar en un período relativamente corto de tiempo.

3.3. Restauración de humedales en las lagunas de la isla de Buda (1996-2000)

La isla de Buda (1280 ha) es una reserva natural del Parque Natural del Delta del Ebro que incluye 2 lagunas costeras, Calaix Gran y Calaix de Mar, así como arrozales, carrizales y marismas. La restauración llevada a cabo en la isla fue parte de las acciones de conservación del proyecto “Restauración y gestión integrada de la isla de Buda”, que contó con el apoyo del Programa LIFE Natura de la Unión Europea (LIFE 96/E/003180).

En 1996, las actividades que se realizaban en la isla incluían la caza, la pesca y el cultivo de arroz; este último con efectos negativos en las lagunas costeras debido a los fertilizantes y agroquímicos que se vertían directamente a las lagunas. Las acciones de restauración más importantes se centraron en mejorar la conectividad hidrológica natural con los humedales circundantes y evitar la entrada de nutrientes y contaminantes desde los arrozales a las lagunas, para reducir el alto nivel de eutrofización e hipoxia que había antes de la restauración. El proyecto también permitió la conversión de arrozales en marismas a través de la adecuación de más de 0.3 km² de campos de arroz para convertirlos a un filtro verde y en una zona de pasto. Los arrozales abandonados se inundaron con agua salobre y luego no se tocaron para permitir la recuperación de la vegetación. Esta restauración del hábitat y la gestión llevada a cabo posteriormente tuvieron una respuesta positiva casi inmediata en términos de especies de aves, que ya eran visibles antes del final del proyecto. Sorprendentemente, en esos antiguos arrozales criaron 20-30 parejas de canastera (*G. pratincola*) y se registró la garceta grande (*Ardea alba*) criando por primera vez en la Península Ibérica. También tuvo éxito la reintroducción de 2500 individuos de fartet (*A. iberus*) y samarugo (*Valencia hispanica*), 2 especies prioritarias de la Directiva de Hábitats, en 2 pequeñas lagunas salobres (100 m²) creadas a propósito. El éxito reproductivo de estas especies se confirmó con la captura de peces jóvenes durante el censo de control. Con la reducción de las entradas de agua rica en nutrientes y con la creación de los filtros verdes para el agua que provenía de los arrozales de la isla antes de llegar a las lagunas se consiguió la mejora de la calidad del agua y la recolonización de las lagunas costeras con macrófitos.

3.4. La creación de 2 humedales construidos (2010)

En el marco del Plan Integral para la Protección del Delta del Ebro impulsado por los gobiernos español y catalán, se crearon 2 zonas de humedales artificiales después del abandono de los campos de arroz, con el objetivo de mejorar la calidad del agua que drena de los arrozales circundantes. Estos 2 humedales recién construidos, uno en el norte del delta del Ebro (“Illa de Mar” – 45.37 ha) y el otro en el sur (“L’Embut” – 77.63 ha) fueron diseñados para actuar como filtros verdes para mejorar la calidad del agua reduciendo la cantidad de nutrientes y contaminantes que llegan a las lagunas y bahías costeras, donde la acuicultura y la pesca son actividades económicas importantes. Los humedales también actúan como trampas de sedimento y sumideros de carbono, aumentando la elevación de la tierra y compensando así el aumento del nivel del mar y la subsidencia. A pesar de haberse construido en 2010, estos humedales comenzaron a funcionar recientemente (2014), debido a la falta de fondos previa y un plan de gestión adecuado.

El proyecto LIFE Natura 2014-2018 “Medidas de adaptación y mitigación al cambio climático en el Delta del Ebro” (LIFE13 ENV/ES/001182) incluye una acción de gestión centrada en la optimización de los humedales construidos. El objetivo de esta acción es optimizar el funcionamiento de los humedales con el fin de maximizar la tasa de secuestro de carbono y la elevación del suelo, y la reducción de nutrientes y contaminantes. Para establecer el mejor plan de gestión para ambas áreas, es necesario llevar a cabo varias pruebas piloto que consisten en la manipulación de la columna de agua y la tasa de renovación. El resultado de las pruebas piloto se está analizando actualmente, y las principales variables controladas son la concentración de nutrientes orgánicos e inorgánicos en el agua y el suelo, la fisicoquímica del agua, los metales pesados y pesticidas del agua y el suelo, el carbono y el nitrógeno totales del suelo, la clorofila, la materia en suspensión, la demanda biológica y química de oxígeno, etc. Para el cálculo de la elevación del suelo, se utiliza la Tabla de elevación de la superficie (SET; Cahoon et al., 2002), así como horizontes marcadores. La biomasa aérea y subterránea y la composición de la vegetación también se controlan. Se espera que el plan de optimización dé como resultado la retención del 70% del nitrógeno total disuelto, la reducción del 30% de plaguicidas y metales pesados, una tasa media de elevación del suelo de $0.5 \text{ cm}\cdot\text{año}^{-1}$ y una tasa de retención de carbono de $80 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{año}^{-1}$.

3.5. Restauración y gestión del hábitat de las lagunas de la Alfacada y la Tancada (2011-2017)

La última gran restauración de hábitats realizada en el Delta del Ebro contó con el apoyo del Programa LIFE Natura de la Unión Europea (LIFE09 NAT/ES/000520) y tuvo lugar en las lagunas costeras de la Alfacada y la Tancada, ubicadas en el Parque Natural del Delta del Ebro. Aunque la laguna de la Alfacada es un área protegida, hasta hace poco tiempo era una finca privada utilizada para la caza; esto ha llevado al aislamiento del mar y del río y la introducción de agua dulce del sistema de irrigación de los campos de arroz circundantes. La laguna de la Alfacada también es vulnerable a los efectos del cambio climático y el déficit de sedimentos, ya que el área está cerca de la desembocadura del río y se está retirando rápidamente. Por lo tanto, fueron necesarias medidas de gestión y restauración específicas para mitigar estos efectos negativos. La otra área restaurada fue las marismas de la laguna de la Tancada, en particular las antiguas salinas de Sant Antoni (abandonadas en los años 50), que se transformaron parcialmente durante los años 90 en actividades intensivas de piscicultura. Los trabajos se centraron en restaurar este área recientemente protegida a su estado natural, recuperando su conectividad con el mar (bahía de los Alfacs) mediante la eliminación de los diques de 60 charcas de aguas someras de la antigua piscifactoría.

El objetivo principal del proyecto era mejorar el estado ecológico de ambas lagunas costeras a través de medidas de restauración y gestión del hábitat, como la mejora de la conectividad hidrológica natural, la eliminación de las infraestructuras que interfieren con esta conectividad, la creación de nuevos hábitats de lagunas costeras en campos de arroz existentes, y la restauración de hábitats de marismas. Específicamente, los objetivos de restauración fueron (a) mejorar el estado ecológico de la laguna de la Alfacada a través de una mejor conexión de la laguna con el mar y el río; (b) implementar medidas de restauración diseñadas para mitigar los efectos de la erosión costera y el cambio climático; (c) mejorar el estado de conservación de los hábitats y especies prioritarios, incluidas 10 aves zancudas costeras y migratorias enumeradas en los anexos de la Directiva de Aves; (d) aumentar el hábitat de la laguna de la Alfacada, restaurando parte de las áreas originales de la laguna que se habían convertido en campos de arroz; y (e) mejorar el estado ecológico y la conectividad hidrológica con el mar de las antiguas salinas de Sant Antoni, a través de la restauración de áreas afectadas por instalaciones abandonadas de acuicultura.

Se implementaron varias medidas para tratar las consecuencias del aumento del nivel del mar y la erosión costera. En el contexto del cambio climático, la principal medida de adaptación para aumentar la resiliencia costera fue reconectar las lagunas y el mar (abriendo conexiones a través del dique costero existente), a fin de aumentar los aportes de sedimentos a las lagunas durante las temporales de mar.

3.5.1. La laguna de la Alfacada

La restauración del hábitat de la laguna comenzó con una mejora de la red hidrológica, ampliando los canales que circunvalan la laguna y construyendo un nuevo canal que conecta la laguna con el río Ebro. Además, se restauró la conexión hidrológica de algunas marismas que anteriormente se habían dividido mediante diques, formando parcelas aisladas. Además, se mejoró la conexión de las marismas con la propia laguna, ya que anteriormente se había aislado con un dique para evitar la entrada de agua de mar durante los temporales. Una vez que se mejoró el funcionamiento hidrológico de la laguna, se inició la reintroducción del galápago europeo (*Emys orbicularis*). Se estableció una nueva población de aproximadamente 100 individuos de esta especie. El control actual indica que estas tortugas se están aclimatando a su nuevo hábitat y podrán establecer una población reproductiva en 8-10 años.

Recientemente (2016-2017), el proyecto convirtió unas 50 hectáreas de arrozales en hábitats de lagunas costeras, incluidas 2 lagunas costeras salobres rodeadas de carrizales y áreas de bosque de ribera.

3.5.2. La laguna de la Tancada y las salinas de Sant Antoni

La principal acción de restauración en este área fue la naturalización de una antigua instalación de acuicultura en el hábitat de las marismas. La piscicultura intensiva ha tenido un impacto negativo en la parte sur de la laguna de la Tancada, y el cierre de una instalación de acuicultura en las antiguas salinas de Sant Antoni fue una oportunidad para restaurar 16 ha de charcas costeras y marismas a su hábitat original. Los trabajos de restauración se vieron limitados por el hecho de que el área albergaba una de las principales poblaciones de fartet en peligro de extinción (*A. iberus*). Por lo tanto, se realizó un control especial de este pez ciprinodóntido antes, durante y después de la restauración. En última instancia, los esfuerzos de restauración crearon condiciones hidrológicas y una configuración de paisaje más similar a las que había en el área antes de la intervención humana. Aunque la mejora en diversidad y abundancia de peces no se logró a corto plazo, unos cambios más sutiles en la distribución de las comunidades indicaron una mejora gradual del estado ecológico después de la restauración. La población de fartet

del área mostró una disminución significativa en la abundancia de individuos después de los trabajos de restauración, pero también se detectaron patrones similares en las charcas no restauradas, lo que sugiere la influencia de procesos naturales (como la temperatura) más que los propios trabajos de restauración (Prado et al., 2017b).

La creación de islas artificiales en las antiguas salinas ha permitido la cría de varias especies de aves en peligro de extinción. En los primeros 2 años después de la restauración, se registró el establecimiento de colonias de la gaviota picofina (*Chroicocephalus genei*), la gaviota de Audouin (*Larus audouinii*), el charrancito (*Sterna albifrons*), y la pagaza piconegra (*Gelochelidon nilotica*). En el caso de la gaviota picofina, estos fueron los primeros pares reproductores observados en una década.

El éxito de la restauración en términos de conservación de aves también se debió a la eliminación de los accesos terrestres a las áreas restauradas y otras áreas sensibles cercanas, así como a la protección física de otra zona costera de marismas utilizando valla de postes y cuerdas, que era necesaria para mitigar los impactos de los depredadores y la frecuentación humana.

Finalmente, para mejorar la calidad del paisaje y evitar las colisiones de aves, se enterraron todas las líneas de energía eléctrica que previamente cruzaban el área.

4. Recomendaciones para futuros objetivos de restauración y gestión

Las lagunas costeras mediterráneas, como las analizadas aquí del Delta del Ebro, fueron en la mayoría de los casos lagunas de agua salada en condiciones de referencia (salobres en algunos casos) y deberían ser hipersalinas de manera permanente o temporal durante el verano debido a un incremento en la tasa de evaporación. Dado que el ciclo anual de la vegetación depende del tipo de especie, los rangos de salinidad son un factor central que controla la dinámica estacional de los ecosistemas y su estabilidad a lo largo del año. Probablemente, especies de praderas de macrófitos sumergidos y perennes como *Cymodocea nodosa* (el macrófito dominante en la bahía de los Alfacs) o *Zostera noltii* (presente a lo largo de la costa de la Bahía del Nord, asociado con áreas de descarga de agua dulce de origen agrícola) fueron anteriormente presentes en las lagunas del Delta del Ebro, como en otras lagunas mediterráneas similares (Laugier et al., 1999; Agostini et al., 2003). Por lo tanto, la gestión debe apuntar a recuperar las praderas de macrófitos sumergidos típicamente mediterráneos reduciendo significativamente los flujos de agua dulce (especialmente en verano) que impiden la colonización de las bahías por macrófitos. A pesar de que se ha descrito que *Z. noltii* tiene una amplia tolerancia a bajas salinidades (por ejemplo, en el Mar de Azov crece a lo largo de un gradiente de salinidad de 2-26‰), se desarrolla más comúnmente en las mismas aguas eurihalinas (35-37‰) que *C. nodosa* (Green & Short, 2003). Sin embargo, la germinación y el desarrollo de las plántulas se ven favorecidos por las salinidades más bajas: 2-6 días a 15-20‰ seguido por el aumento a aprox. 27‰ para *C. nodosa* (Caye & Meinesz, 1986) y 10‰ para *Z. noltii* (Loques et al., 1990), que en condiciones naturales aparecen durante las inundaciones de los ríos y las estaciones lluviosas.

Los proyectos de restauración implementados muestran 2 tipos principales de enfoques de restauración en las lagunas costeras y humedales del Delta del Ebro: la restauración funcional y la restauración estructural.

La restauración funcional está dirigida a recuperar los flujos de agua y sedimentos, y la conectividad de las lagunas y humedales circundantes (como en el proyecto de la laguna de la Alfacada). La restauración estructural está dirigida a recuperar los hábitats o algunos componentes de las comunidades biológicas (es decir, aves, peces, etc., como en el proyecto de la isla de Buda). En la mayoría de los casos, los trabajos de restauración han tenido en cuenta objetivos funcionales y estructurales, pero hasta ahora los proyectos de restauración han tenido una naturaleza individual, sin ningún esquema global para adaptar los objetivos de restauración a todo el sistema deltaico. Por lo tanto, la principal recomendación para futuros esfuerzos de restauración y gestión es enmarcar proyectos individuales dentro de una estrategia global para todo el Delta del Ebro, siguiendo los siguientes principios generales:

- Aumentar la superficie de las lagunas costeras para recuperar parte del hábitat perdido en los siglos XIX y XX. Benito et al. (2014) calcularon una pérdida del 77% en la superficie de lagunas costeras.
- Asegurar una restauración funcional y estructural coherente con el fin de acercarse lo más posible a las condiciones de referencia y al buen estado ecológico. Esto significa una mayor conectividad con el mar (aumentando el número y el ancho de las salidas), una salinidad más alta y menos fluctuante, y una mayor cobertura de macrófitos, tales como *Z. noltii* y *C. nodosa*.
- Reducir los aportes artificiales de agua dulce tanto como sea posible, tratando de imitar el ciclo hidrológico natural de las lagunas. Los flujos de agua dulce se deberían concentrar principalmente entre primavera y otoño, los períodos lluviosos en los que tenían lugar las inundaciones fluviales en el pasado. Además, se deben evitar las salinidades inferiores a 15 para impedir la propagación de especies invasoras de agua dulce, como la gambusia (*G. holbrooki*) y favorecer especies en peligro de extinción como el fartet (*A. iberus*).
- Aumentar la superficie de los humedales que rodean las lagunas (especialmente marismas), ya que son una parte clave del funcionamiento ecológico de las lagunas costeras, especialmente para la dinámica de nutrientes, la retención de carbono, la acreción y el hábitat para la cría y la alimentación de muchas especies.
- Impulsar la reintroducción y la recuperación de especies en peligro una vez que el hábitat se haya restaurado a condiciones que sean adecuadas para su supervivencia, tales como una salinidad y una calidad del agua adecuadas o una estructura apropiada de hábitat.
- Priorizar esquemas de gestión que sigan los principios la gestión adaptativa y permitan recuperar el buen estado ecológico y las especies de interés para la conservación, evitando los esquemas dirigidos a objetivos tales como aumentar la población de aves de caza.
- Promover la investigación aplicada sobre la restauración de lagunas costeras con el fin de mejorar las bases técnicas de los futuros trabajos de restauración, así como el control dirigido a cuantificar los resultados y la evolución de los proyectos de restauración.

Referencias

Adams, J.B., W.T. Knoop & G.C. Bate, 1992. The distribution of estuarine macrophytes in relation to freshwater. *Botanica Marina* 35:215-226.

Agami, M. & Y. Waisel, 1985. Inter-relationships between *Najas marina* L. and three other species of aquatic macrophytes. *Hydrobiologia* 126(2):169-173.

Agostini, S., A. Capiomont, B. Marchand & G. Pergent, 2003. Distribution and estimation of basal area coverage of subtidal seagrass meadows in a Mediterranean coastal lagoon. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 56(5): 1021-1028.

Baden, S.P. & C. Boström, 2001. The leaf canopy of seagrass beds: faunal community structure and function in a salinity gradient along the Swedish coast. In: *Ecological Comparisons of Sedimentary Shores*. Springer, Berlin Heidelberg, 213-236.

Badosa, A., D. Boix, S. Brucet, R. López-Flores, S. Gascón & X. D. Quintana, 2007. Zooplankton taxonomic and size diversity in Mediterranean coastal lagoons (NE Iberian Peninsula): influence of hydrology, nutrient composition, food resource availability and predation. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 71:335-346.

Benito, X., R. Trobajo & C. Ibáñez, 2014. Modelling habitat distribution of Mediterranean coastal wetlands: the Ebro Delta as case study. *Wetlands* 34(4):775-785.

Boix, D., N. Caiola, M. Cañedo-Argüelles, S. Gascón, C. Ibáñez, A. Nebra, ... & C. Solà, 2010. Avaluació de l'estat ecològic de les zones humides i ajust dels indicadors de qualitat. Índexs QAELSe 2010, ECELS i EQAT. Water Agency of Catalonia, Barcelona.

Brucet, S., D. Boix, S. Gascón, S. Sala, X. D. Quintana, A. Badosa, M. Søndergaard, T. Lauridsen & E. Jeppesen, 2009. Species richness of crustacean zooplankton and trophic structure of brackish lagoons in contrasting climate zones: North temperate Denmark and Mediterranean Catalonia (Spain). *Ecography* 32:692-702.

Brucet, S., D., Boix, X. D. Quintana, E. Jensen, L. W. Nathasen, C. Trochine, M. Meerhoff, S. Gascón & E. Jeppesen, 2010. Factors influencing zooplankton size structure at contrasting temperatures in coastal shallow lakes: implications for effects of climate change. *Limnology and Oceanography* 55:1697-1711.

Cahoon, D.R., J.C. Lynch, P. Hensel, R. Boumans, B.C. Perez, B. Seguraand & J.W. Day, 2002. A device or high precision measurement of wetland sediment elevation. I. Recent improvements to the sedimentation-erosion table. *Journal of Sedimentary Research* 72:730-733.

Caiola, N. & A. Sostoa, 2002. First record of the Asiatic cyprinid *Pseudorasbora parva* in the Iberian Peninsula. *Journal of Fish Biology* 61:1058-1060.

Caiola, N. & A. Sostoa, 2005. Possible reasons for the decline of two native toothcarps in the Iberian Peninsula: evidence of competition with the introduced Eastern mosquitofish. *Journal of Applied Ichthyology* 21(4):358-363.

- Cartier, V., C. Claret, R. Garnier & E. Franquet, 2011. How salinity affects life cycle of a brackish water species, *Chironomus salinarius* (Diptera: Chironomidae). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 405(1):93-98.
- Caye, G. & A. Meinesz, 1986. Experimental study of seed germination in the seagrass *Cymodocea nodosa*. *Aquatic Botany* 26:79-87.
- Ceccherelli, V.U. & M. Mistri, 1991. Production of the meiobenthic harpacticoid copepod *Canuella perplexa*. *Marine Ecology Progress Series* 68:225-234.
- Charpentier, A., P. Grillas, F. Lescuyer, E. Coulet & I. Auby, 2005. Spatio-temporal dynamics of a *Zostera noltii* dominated community over a period of fluctuating salinity in a shallow lagoon, Southern France. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 64:307-315.
- Christian, R.R. & J.L. Luczcovich, 1999. Organizing and understanding a winter's seagrass foodweb network through effective trophic levels. *Ecological Modeling* 117:99-124.
- Comín, F. A., 1984. Características físicas y químicas y fitoplancton de las lagunas costeras, Encañizada, Tancada y Buda (Delta del Ebro). *Oecologia Aquatica* 7:79-162.
- Comín, F.A., M. Menéndez & J.R. Lucena, 1990. Proposals for macrophyte restoration in eutrophic coastal lagoon. *Hydrobiology* 200(201):427-436.
- Comín, F.A., M. Menéndez & M. Martín, 1991. Short-term effects of decreasing water discharge on the chemical and biological characteristics of eutrophic coastal lagoons. *Memorie dell Istituto Italliano di Idrobiologia* 48:9-22.
- Comín, F.A., J.A. Romero, V. Astorga & C. García, 1997. Nitrogen removal and cycling in restored wetlands used as filters for agricultural runoff. *Water Science and Technology* 35:255-261.
- Comín, F.A., J.A. Romero, O. Hernández & M. Menéndez, 2001. Restoration of wetlands from abandoned rice fields for nutrient removal & biological community and landscape diversity. *Restoration Ecology* 9(2):201-208.
- Comín, F.A., M. Menéndez, C. Pedrocchi, S. Moreno, R. Sorando, A. Cabezas, M. García, V. Rosas, D. Moreno, E. González, B. Gallardo, J.A. Herrera & C. Ciancarelli, 2005. Wetland restoration: Integrating Scientific-Technical, Economic & Social Perspectives. *Ecological Restoration* 23(3):182-186.
- Curcó, T., 1994. El poblament de macròfits de les llacunes i elsullals del Delta de l'Ebre. *Butlletí Parc Natural del Delta de l'Ebre*, 113.
- Deegan, L.A. & R. H. Garritt, 1997. Evidence for spatial variability in estuarine food webs. *Marine Ecology Progress Series* 147:31-47.
- European Commission, 2000. Directive 2000/60/EC of the European parliament and of the Council of October 2000 establishing a framework for community action in the field of water policy. *Off J Eur Communities*, L 327:1-72.

Farré, F.X. & J.A. Duro, 2010. Estimación del valor económico del uso recreativo del Parque Natural del Delta del Ebro a través del método del coste de viaje zonal. Cuadernos de Turismo 26:111-128.

Ferrer, X. & F.A. Comín, 1982. Distribució i ecologia dels macròfitssubmergits del delta de l'Ebre. Butlletí de la Institució Catalana d'Història Natural 44:111-117.

Forès, E., 1992. Deseccación de la laguna de la Encanyissada: un procedimiento para disminuir los niveles de eutrofia. Butlletí del Parc Natural Delta de l'Ebre 7:26-31.

Forès, E., A. Espanya & F. Morales, 2002. Regeneración de la laguna costera de La Encanyissada (Delta del Ebro). Una experiencia de biomanipulación. Ecosistemas 2002/2.

Franch, N., M. Clavero, M. Garrido, N. Gaya, V. López, Q. Pou-Rovira & J.M. Queral, 2008. On the establishment and range expansion of oriental weatherfish (*Misgurnus anguillicaudatus*) in NE Iberian Peninsula. Biological Invasions 10:1327-1331.

García, A.M., Hoeinghaus, D.J., Vieira, J.P. & K.O. Winemiller, 2007. Isotopic variation of fishes in freshwater and estuarine zones of a large subtropical coastal lagoon. Estuarine Coastal and Shelf Science 73(3-4):399-408.

Green, E. & F.T. Short, 2003. World Atlas of Sea Grasses. UNEP-WCMC. University of California Press, US.

Grillas, P., 1990. Distribution of submerged macrophytes in the Camargue in relation to environmental factors. Journal of Vegetation Science 1(3):393-402.

Handley, R.J. & A.J. Davy, 2002. Seedling root establishment may limit *Najas marina* L. to sediments of low cohesive strength. Aquatic Botany 73:129-136.

Hørlyck, V., 1973. The osmoregulatory ability in three species of the genus *Idotea* (Isopoda, Crustacea). Ophelia 12(1-2):129-140.

Ibáñez, C., & N. Caiola, 2016. Ebro Delta (Spain). The Wetland Book, II: Distribution, Description and Conservation, pp. 1-9. C. Max Finlayson et al. (eds), Springer.

Ibáñez, C., A. Curcó, J.W. Day & N. Prat, 2000. Structure and productivity of microtidal Mediterranean coastal marshes. In: Weinstein, M.P. & D.A. Kreeger (eds) Concepts and controversies in tidal marsh ecology, 107-136. The Netherlands: KluwerAcademic Publishers.

Ibáñez, C., C. Alcaraz, N. Caiola, A. Rovira, R. Trobajo, M. Alonso, ... & N. Prat, 2012. Regime shift from phytoplankton to macrophyte dominance in a large river: top-down versus bottom-up effects. Science of the Total Environment 416:314-322.

Jansen, K.P., 1970. Effect of temperature and salinity on survival and reproduction in Baltic populations of *Sphaeroma hookeri* Leach, 1814 and *S. rugicauda* Leach, 1814 (Isopoda). Ophelia 7:177-184.

- Khlebovich, V.V. & A.P. Kondratenkov, 1973. Stepwise acclimation method for estimating the potential euryhalinity of the gastropod *Hydrobia ulvae*. *Marine Biology* 18(1):6-8.
- Laugier, T., V. Rigollet & M.L. de 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(1):51-69.
- Loques, F., G. Caye & A. Meinesz, 1990. Germination in the marine phanerogam *Zostera noltii* Hornemann at Golfe Juan, French Mediterranean. *Aquatic Botany* 38(2-3):249-260.
- López-Cotelo, I., J.M. Viéitez & F. Díaz-Pineda, 1982. Tipos de comunidades bentónicas de la playa del Puntal (Bahía de Santander). *Cahiers de Biologie Marine* 23:53-69.
- Malaquias, M.A.E. & J.L. Cervera, 2006. The genus *Haminoea* (Gastropoda: Cephalaspidea) in Portugal, with a review of the European species. *Journal of Molluscan Studies* 72(1):89-103.
- Mateo, R., R. Guitart & A.J. Green, 2000. Determinants of lead shot, rice & grit ingestion in ducks and coots. *Journal of Wildlife Management* 64(4):939-947.
- McLusky, D.S., 1970. Salinity preference in *Corophium volutator*. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 50:747-752.
- Menéndez, M., 2002. Net production of *Ruppia cirrhosa* in the Ebro Delta. *Aquatic Botany* 73:107-113.
- Menéndez, M. & F.A. Comín, 1986. Variación estacional del zooplancton en las lagunas costeras del Delta del Ebro (NE. España). *Oecologia Aquatica* 8:47-50.
- Menéndez, M. & F.A. Comín, 1989. Seasonal patterns of biomass variation of *Ruppia cirrhosa* (Petagna) Grande and *Potamogeton pectinatus* L. in a coastal lagoon. *Scientia Marina* 53(2-3):633-638.
- Obrador, B. & J.L. Pretus, 2012. Budgets of organic and inorganic carbon in a Mediterranean coastal lagoon dominated by submerged vegetation. *Hydrobiologia* 669(1):35-54.
- Poizat, G., E. Rosecchi, P. Chauvelon, P. Contournet & A.J. Crivelli, 2004. Long-term fish and macrocrustacean community variation in a Mediterranean lagoon. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 59(4):615-624.
- Prado, P., N. Caiola & C. Ibáñez, 2013a. Spatio-temporal patterns of submerged macrophytes in three hydrologically altered Mediterranean coastal lagoons. *Estuaries and Coasts* 36(2):414-429.
- Prado, P., C. Ibáñez, N. Caiola & E. Reyes, 2013b. Evaluation of seasonal variability in the food-web properties of coastal lagoons subjected to contrasting salinity gradients using network analyses. *Ecological Modeling* 265:180-193.
- Prado, P., N. Caiola & C. Ibáñez, 2014a. Freshwater inflows and seasonal forcing strongly influence macrofaunal assemblages in Mediterranean coastal lagoons. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 147:68-77.

Prado, P., C. Vergara, N. Caiola & C. Ibáñez, 2014b. Influence of salinity regime on the food-web structure and feeding ecology of fish species from Mediterranean coastal lagoons. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 139:1-10.

Prado, P., N. Caiola & C. Ibáñez, 2017a. Water management alters phytoplankton and zooplankton communities in Ebro Delta coastal lagoons. *Limnetica* 36(1):113-126

Prado, P., C. Alcaraz, Ll. Jornet, N. Caiola & C. Ibáñez, 2017b. Effects of enhanced hydrological connectivity on Mediterranean salt marsh fish assemblages with emphasis on the endangered Spanish toothcarp (*Aphanius iberus*). *PeerJ* 5:e3009; DOI 10.7717/peerj.3009.

Prato, E. & F. Biandolino, 2003. Seasonal changes in population of the Amphipod *Gammarus aequicauda* (Martynov, 1931). *Mediterranean Marine Science* 4(1):49-56.

Rodríguez-Climent, S., C. Alcaraz, N. Caiola, C. Ibáñez, A. Nebra, G. Muñoz-Camarillo, F. Casals, D. Vinyoles & A. Sostoa, 2012. Gillnet selectivity in the Ebro Delta coastal lagoons and its implication for the fishery management of the sand smelt, *Atherina boyeri* (Actinopterygii: Atherinidae). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 114:41-49.

Rodríguez-Climent, S., N. Caiola & C. Ibáñez, 2013. Salinity as the main factor structuring small-bodied fish assemblages in hydrologically altered Mediterranean coastal lagoons. *Scientia Marina* 77:37-45.

Rodríguez-Pérez, H. & A.J. Green, 2006. Waterbird impacts on widgeongrass *Ruppia maritima* in a Mediterranean wetland: comparing bird groups and seasonal effects. *Oikos* 112:525-534.

Svetlichny, L., E. Hubareva. & A. Khanaychenko, 2012. *Calanipeda aquaedulcis* and *Arctodiaptomus salinus* are exceptionally euryhaline osmoconformers: evidence from mortality, oxygen consumption & mass density patterns. *Marine Ecology Progress Series* 470:15-29.

Van Wijk, R.J., 1988. Ecological studies on *Potamogeton pectinatus* L. I. General characteristics, biomass production and life cycles under field conditions. *Aquatic Botany* 31:211-258.

Verhoeven, J.T.A., 1975. *Ruppia*-communities in the Camargue, France. Distribution and structure in relation to salinity and salinity fluctuations. *Aquatic Botany* 1:217-241.

Vizzini, S. & A. Mazzola, 2003. Seasonal variations in the stable carbon and nitrogen isotope ratios ($^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ and $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$) of primary producers and consumers in a western Mediterranean coastal lagoon. *Marine Biology* 142:1009-1018.

Vizzini, S. & A. Mazzola, 2004. Stable isotope evidence for the environmental impact of a land-based fish farm in the western Mediterranean. *Marine Pollution Bulletin* 49:61-70.

Vizzini, S., B. Savona, T.D. Chi & A. Mazzola, 2005. Spatial variability of stable carbon and nitrogen isotope ratios in a Mediterranean coastal lagoon. *Hydrobiologia* 550:73-82.

La importancia de la conectividad hidrológica para la gestión de las lagunas costeras: Cal Tet y La Ricarda (Delta del Llobregat, España) como estudios de caso

Miguel Cañedo-Argüelles^{1,2}, Marina Almendro¹, Enric de Roa³, Narcís Prat¹

¹ Freshwater Ecology and Management (F.E.M.) Research Group, Departamento de Ecología, Universidad Barcelona, Barcelona, Cataluña, España

² BETA Tecnio Centre, Universidad de Vic - Universidad Central de Catalunya, Vic, Cataluña, España

³ Consorci per a la Protecció i Gestió dels Espais Naturals del Delta del Llobregat, Av. Onze de setembre, 73 - 75
08820 El Prat de Llobregat, España

* Correo electrónico: mcanedo.fem@gmail.com

Introducción

Las lagunas costeras son zonas de transición, a medio camino entre el continente y el mar, que reciben simultáneamente aportes de agua dulce (de ríos y arroyos) y de agua de mar. Esto resulta en un funcionamiento hidrológico complejo, con fluctuaciones marcadas de la salinidad y las concentraciones de nutrientes tanto en el espacio como en el tiempo (Barnes, 1980; Kjerfve, 1986). Así pues, los filtros ambientales a los que se ven sometidos los organismos son muy fuertes, y cambian significativamente de una laguna a otra en función de las dinámicas hidrológicas existentes. Es por eso que la biodiversidad local (diversidad α) suele ser baja (solo unos pocos organismos son capaces de adaptarse a las condiciones ambientales particulares de una laguna determinada), mientras que la diversidad regional (diversidad γ) suele ser elevada (Cognetti & Maltagliati, 2000; Basset et al., 2006). La elevada diversidad regional viene marcada tanto por la suma de ambientes diferentes (cada laguna tiene unas condiciones ambientales particulares ideales para un tipo de organismos) como por la elevada productividad de estos ecosistemas (Levin et al., 2001). Sus aguas acumulan nutrientes tanto de los ríos y arroyos, que los arrastran a lo largo de su cauce, como del océano, que los arrastra a través de las corrientes y las olas. Esta gran acumulación de nutrientes favorece la proliferación de invertebrados (p. ej. crustáceos e insectos acuáticos), que a su vez sirven de alimento a peces y aves acuáticas. No es de extrañar por tanto que las lagunas costeras sean una de las paradas preferidas por las aves migratorias en sus largos peregrinajes estacionales (McLusky & Elliott, 2004).

Así pues, esta gran acumulación de nutrientes sitúa a las lagunas costeras como uno de los ecosistemas más preciados para el ser humano en términos de bienes y servicios proporcionados (Costanza et al., 1997). Sin embargo, al mismo tiempo, lleva consigo la constante amenaza de la eutrofización, especialmente en sistemas afectados por las actividades humanas. Los ríos y arroyos que van a parar a las lagunas costeras sufren vertidos de aguas residuales agrícolas, industriales y urbanas, que conllevan elevadas concentraciones de nutrientes (Newton et al., 2012). La acumulación desmesurada de nutrientes acaba por desembocar en situaciones de eutrofia. Las algas fitoplanctónicas proliferan de forma masiva y no dejan que la luz penetre hasta el fondo de la laguna, lo que implica una disminución (o desaparición) de los productores primarios y una reducción drástica en el oxígeno disuelto. Las lagunas costeras son especialmente vulnerables a este fenómeno, que acarrea pérdidas importantes de biodiversidad (Zaldívar et al., 2008), incluyendo a las aves residentes y migratorias (Fernández et al., 2005).

La capacidad de las lagunas costeras para evitar su degradación ecológica a causa de la eutrofización (es decir, su capacidad de autodepuración) depende en gran medida de su tasa de renovación de agua (Tett et al., 2003). La entrada frecuente (o continua) de agua de mar en la laguna ayuda enormemente a renovar sus aguas y disminuir la concentración de nutrientes (Roselli et al., 2013). Así, el balance hidrológico y la renovación de agua son factores claves en la gestión de las lagunas costeras si queremos preservar su biodiversidad y los bienes y servicios que nos proporcionan. Lamentablemente, la gran mayoría de las lagunas costeras actualmente sufren modificaciones drásticas de hidrología. Las múltiples entradas de agua dulce de ríos y arroyos se han visto reducidas a unas pocas entradas, normalmente en forma de agua residual o agua de retorno de riego, y las entradas de agua de mar se han visto reducidas debido a la incapacidad de las lagunas de romper las barras de arena que las separan del mar. En este capítulo ejemplificamos esta situación mediante dos estudios de caso en el Delta del Llobregat (Barcelona, España): las lagunas de Cal Tet y La Ricarda. En ambos casos, la hidrología ha sido el factor clave que ha determinado su actual situación de eutrofia. Presentamos estos casos como una oportunidad de aprendizaje para el futuro, para mejorar la situación actual de degradación ecológica en la que se encuentran la mayoría de lagunas costeras alrededor del mundo (Lotze et al., 2006).

Caso de estudio 1: la laguna de Cal Tet

Introducción

En 1994, dio comienzo un ambicioso proyecto de 6750 millones de euros llamado *Pla Delta* cuyo principal objetivo era convertir el delta del río Llobregat en una de las mayores plataformas logísticas de Europa. El plan incluía los siguientes proyectos: 1) Ampliación del aeropuerto; 2) Ampliación del Puerto de Barcelona y creación de una gran zona de actividades logísticas; 3) Desvío del tramo final del río; 4) Infraestructuras hidráulicas (estación depuradora de aguas residuales y planta desalinizadora) 5) infraestructuras de movilidad (carreteras y ferroviarias). La implantación del Pla Delta provocó la desaparición de humedales y lagunas de importante valor natural, tanto para las poblaciones migratorias de aves como para numerosas especies de peces, reptiles, anfibios, invertebrados acuáticos, macrófitos y algas (Llorente, 2005). Una de las medidas compensatorias del impacto de estos proyectos, en concreto el desvío del río, fue la creación de la laguna de Cal Tet, pensada para ser un refugio de biodiversidad en el amenazado entorno del delta.



Figura 1: foto de la zona de estudio en los años 1996 (antes de la construcción de la laguna de Cal Tet, arriba a la izquierda), 2003 (cuando se acabó la construcción de la laguna y antes de que se excavara la nueva desembocadura del río Llobregat, arriba a la derecha) y en la actualidad (abajo). En la fotografía actual se han marcado la estación de aguas residuales del bajo Llobregat, la nueva desembocadura del río Llobregat y los cañizares de depuración que reciben el efluente del tratamiento terciario de la depuradora. Fuente de las fotografías: Google Earth.

La laguna se ubica en una superficie de 95 hectáreas en la llanura de inundación de la desembocadura del río que antes estaba ocupada por cultivos y prados de pastoreo y pertenece a la red de espacios protegidos del delta del Llobregat. Cal Tet se creó antes de que se excavara la nueva desembocadura del río Llobregat (Figura 1). El desbroce del terreno comenzó en 2002, y las obras finalizaron en enero del 2003 (Seguí & Flor-Arnau, 2015). La laguna tiene un kilómetro de largo y una anchura máxima de 150 metros, ocupando una superficie de 13 hectáreas. Su profundidad máxima varía entre 1.80 y 2.40 metros, dependiendo de la época del año (Seguí & Flor-Arnau, 2015).

Lo verdaderamente llamativo de Cal Tet es su diseño hidromorfológico. Su proximidad al mar nos llevaría a calificarla de laguna costera, sin embargo, la ausencia de conexión directa con el mar es completamente impropia de este tipo de ecosistemas (Kjerfve, 1986). Se trata pues de un sistema de origen artificial y atípico, alimentado exclusivamente de agua del acuífero superficial y de lluvia. Como veremos más adelante, durante ciertos períodos la laguna se conectó a unos carrizales de depuración de aguas residuales (Figura 1), recibiendo agua dulce con concentraciones relativamente elevadas de nutrientes. Todo esto ha dado como resultado unas condiciones hidrológicas peculiares, muy diferentes a las esperables en un sistema natural. En este capítulo examinaremos en profundidad la evolución de las características abióticas y bióticas de la laguna desde su creación en 2003 hasta el año 2016, a fin de ejemplificar la importancia de la hidrología para el funcionamiento ecológico de las lagunas costeras y su biodiversidad asociada.

Materiales y métodos

La información presentada en este artículo procede de la recopilación de datos generados por la Universidad de Barcelona dentro del proyecto *Seguiment de paràmetres biològics i detecció de bioindicadors de l'estat del sistema al llarg del període de creació de noves infraestructures al Delta del Llobregat (2003-2005)* financiado por el Departamento de Medio Ambiente y Vivienda de la Generalitat de Catalunya y de datos del estudio de seguimiento de macrófitos como indicadores del estado ecológico de las masas de agua, desarrollados por Josep Maria Seguí i Núria Flor Arnau, financiado por el Consorcio para la Protección y Gestión de los Espacios Naturales del Delta del Llobregat (Consorcio del Delta en adelante) y el Ayuntamiento del Prat de Llobregat. Además hemos tenido acceso a una serie histórica de datos de caudales y calidad del agua generados como resultado de la gestión y seguimiento de la laguna por parte del Consorcio con la colaboración del laboratorio municipal de Aigües del Prat. Por último, hemos podido consultar los censos de aves nidificantes en la laguna, recopilados en un informe inédito (Santaeufemia, 2009).

Macrófitos

Durante los años 2003-2005 y 2009-2016 se realizaron muestreos bianuales durante los meses de mayo y julio (Seguí & Pérez, 2006; Seguí & Flor-Arnau, 2009, 2010, 2011, 2012, 2013, 2014, 2015, 2016). Se marcaron 8 puntos de muestreo en la laguna y en cada uno se realizó una inspección visual en un radio de 10 metros. En aquellas zonas con presencia de macrófitos se lanzó un gancho en tres direcciones diferentes, anotándose las especies recogidas y evaluándose el porcentaje de recubrimiento de la zona.

Macroinvertebrados acuáticos

Desde junio del 2004 a julio del 2005 se recolectaron mensualmente muestras de macroinvertebrados acuáticos epifíticos y bentónicos, además de muestras multihábitat (Cañedo-Argüelles & Rieradevall, 2011). Los macroinvertebrados epifíticos se recolectaron utilizando el método de Kornijów & Kairesalo (1994),

consistente en aislar varios tallos de *Phragmites australis* (helófito dominante en Cal Tet) mediante un tubo de PVC de 6 cm de ancho y 50 cm de alto, y cortarlos de manera que queden flotando dentro del tubo. Luego los tallos eran vertidos en una bandeja con agua y se rascaba suavemente la superficie de los mismos para retirar los invertebrados acuáticos. La superficie de los tallos cortados se midió para poder calcular la densidad de invertebrados (individuos·m⁻²). Los macroinvertebrados bentónicos se muestrearon utilizando una draga Van Veen (área total = 299 cm²) en la parte más profunda de la laguna. El sedimento recolectado con la draga fue lavado y filtrado por una malla de 250 µm de luz, pensada para retener los macroinvertebrados acuáticos. Finalmente, las muestras multihábitat se recolectaron pateando el fondo de la laguna en la zona litoral, removiendo el sedimento y las raíces de los helófitos durante un minuto. Todo el material en suspensión fue capturado usando una red con una luz de malla de 250 µm. Todas las muestras de invertebrados se preservaron en etanol al 70% y fueron llevadas al laboratorio, donde todos los especímenes se identificaron a la resolución taxonómica más baja que nos fue posible (género o especie para la mayoría de los grupos, incluyendo Quironómidos) siguiendo diferentes guías de identificación y publicaciones (Cranston et al., 1983; Barnes, 1995; Puig, 1999; Tachet et al., 2000; Epler, 2001). La biomasa de los invertebrados se estimó mediante la determinación del peso libre de cenizas (550 °C durante 4 horas) de al menos 10 individuos representativos de cada taxón.

Resultados

El nivel de agua en la laguna, de acuerdo con los registros del limnómetro situado en uno de sus brazos (Figura 2), ha pasado por tres fases bien diferenciadas. En una primera fase, que va desde su creación en 2003 hasta 1500 días después (año 2007), se registraron variaciones estacionales de nivel muy marcadas. Los niveles del agua bajaron drásticamente en verano, especialmente en los años 2003 y 2005. Esto se debe a que la laguna recibía aportaciones exclusivamente de la lluvia y del freático. Ambas fuentes de agua se reducen de manera notable en verano (disminuyen las precipitaciones y baja el nivel de la capa freática por disminución de la recarga del acuífero) y, al mismo tiempo, el aumento de las temperaturas acarrea una mayor evapotranspiración.

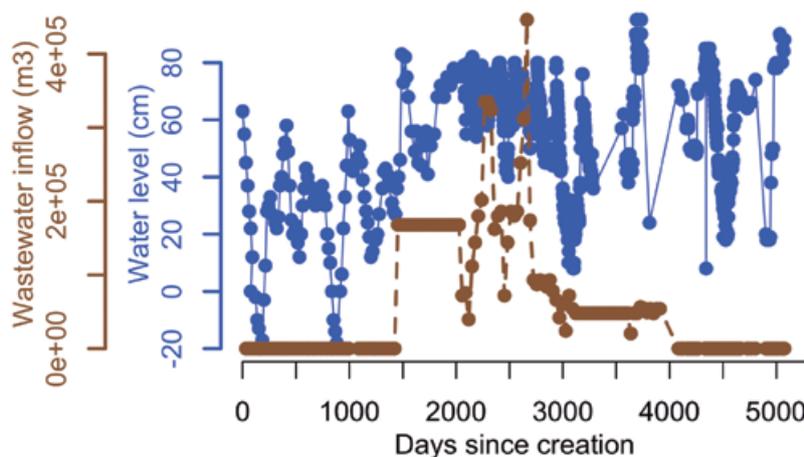


Figura 2: en azul, variaciones en el nivel de agua de laguna de Cal Tet (cm) de acuerdo con la lectura de un limnómetro situado en uno de sus brazos. En marrón, entradas de agua residual (m³ por mes) a la laguna desde los carrizales de depuración. El eje de las x marca los días pasados desde la creación de la laguna en enero del 2003.

Conscientes de la situación, los gestores de la laguna (Consortio del Delta) decidieron conectar la laguna a los carrizales de depuración de las aguas del tratamiento terciario de la EDAR. Esto desembocó en una segunda fase que va desde los 1500 hasta los 3000 días (octubre del 2010) de creación de la laguna

(Figura 2). La entrada de agua del terciario provocó una subida considerable del nivel de laguna (de 28 a 64 cm de media) y su estabilización a lo largo del año (la variabilidad estacional se suavizó, ya que las entradas de agua residual fueron relativamente constantes). A partir de entonces las entradas de agua residual se redujeron (tercera fase), hasta pararse por completo alrededor de los 4000 días de vida de la laguna (marzo del 2014). Esto llevó a una vuelta de la estacionalidad en el nivel de la laguna, aunque se mantuvo alto (media de 50 cm) con respecto a la primera fase (media de 28 cm).

Estos cambios hidrológicos en la laguna fueron acompañados de importantes variaciones en la calidad del agua (Figura 3). Las concentraciones de nutrientes aumentaron de manera muy significativa durante el período en el que la laguna se conectó a los carrizales de depuración de las aguas del tratamiento terciario de la EDAR. La conductividad aumentó rápidamente durante la primera fase (media= 6140 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$; valor máximo = 9800 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), con valores especialmente altos en verano. Esto se debió a la bajada del nivel de agua de laguna, que trajo consigo un aumento en la concentración de sales disueltas (provenientes en su mayoría de la intrusión de agua de mar en el acuífero superficial). En la segunda fase, la entrada de agua dulce desde los carrizales de depuración provoca una disminución significativa de la conductividad (media= 3565 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$; valor máximo = 4733 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$). Finalmente, cuando las entradas de agua residual fueron eliminadas (marzo de 2014) la conductividad no aumentó de manera significativa (Figura 3), seguramente gracias a la recarga del acuífero superficial con agua residual durante la segunda fase y principios de la tercera. Además, la primavera de 2014 se empezó a inundar los prados que rodean la laguna con agua pluvial y de excedente agrícola, la cual a su vez recarga el acuífero con agua dulce.

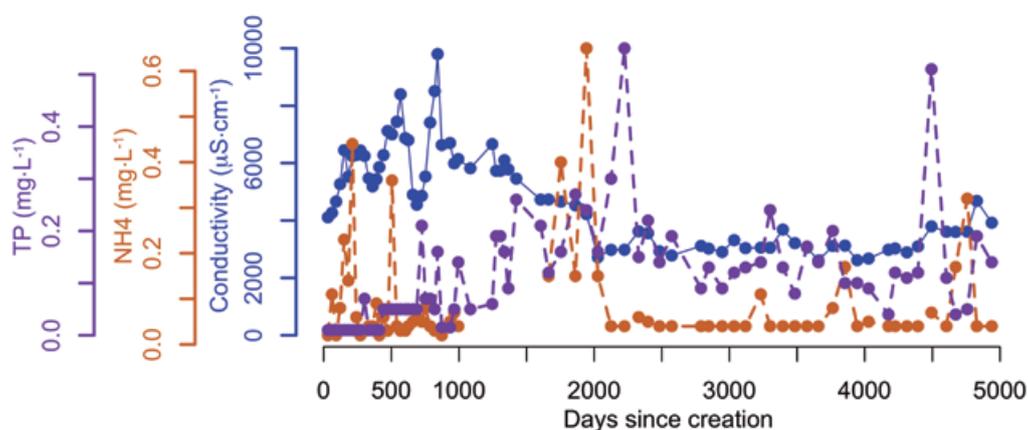


Figura 3: variación de la conductividad (en azul, $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) y las concentraciones ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) de amonio (en naranja) y fósforo total (en lila) a lo largo del tiempo (el eje de las x marca los días pasados desde la creación de la laguna en enero del 2003).

Los cambios hidrológicos produjeron también cambios en la producción primaria (Figura 4), probablemente como consecuencia de cambios en la calidad del agua y de una red compleja de interacciones biológicas (ver discusión). Durante la primera fase, la concentración de clorofila a fitoplanctónica se mantuvo baja y relativamente constante (media = $3.56 \pm 2.73 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, valor máximo = $28 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$). Sin embargo en la segunda y la tercera fase empezaron a registrarse valores mucho más elevados (media = $21 \pm 25 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, valor máximo = $156 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$). En cuanto al oxígeno disuelto (que está íntimamente ligado a la producción primaria), en la primera fase se mantuvo alrededor del punto de saturación (media = $103 \pm 7 \%$, valor mínimo = 73%), mientras que en la segunda y tercera fase osciló de manera más marcada, registrando condiciones de falta de oxígeno en algunos momentos (media = $87 \pm 12 \%$, valor mínimo = 18.3%).

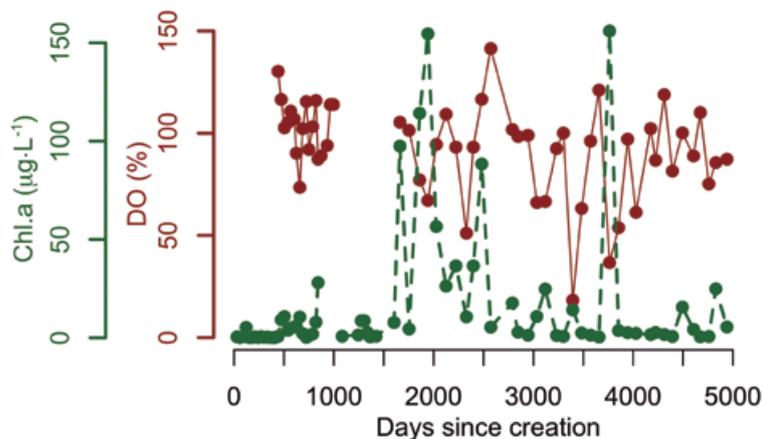


Figura 4: variación del oxígeno disuelto (en rojo, medido en porcentaje) y la concentración ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) de clorofila a fitoplanctónica (en verde) a lo largo del tiempo (el eje de las x marca los días pasados desde la creación de la laguna en enero del 2003).

Las poblaciones de macrófitos también registraron cambios significativos a lo largo del tiempo (Tabla 1). Durante los años 2003 y 2004, la comunidad de macrófitos era diversa (número total de especies = 11), y estaba dominada por abundantes poblaciones de carófitos, acompañadas del briófito *Riella cossoniana* y la angiosperma *Potamogeton pectinatus*. A partir de entonces, la biodiversidad disminuyó de manera drástica (número total de especies = 4) y pasó a estar dominada exclusivamente por *Potamogeton pectinatus*. En respuesta a estos cambios en la comunidad de macrófitos la comunidad de macroinvertebrados bentónicos registró una disminución de la abundancia, biomasa y riqueza, pasando a estar dominada de manera exclusiva por el quironómido *Chironomus riparius* (Figura 5). Por el contrario, la comunidad epifítica y del litoral de la laguna (muestras multihábitat) registraron cambios estacionales ajenos a los cambios en la comunidad de macrófitos (Figura 5). Finalmente, de acuerdo con los datos correspondientes al período 2003-2009, las poblaciones de aves aumentaron de manera significativa durante el primer año de vida de la laguna (Tabla 2) y registraron su máximo en el año 2007 (67 parejas nidificantes). Las especies más abundantes fueron la focha común (*Fulica atra*) y el zampullín común (*Tachybaptus ruficollis*).

	2003	2004	2005	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	Abundancia (%)
BRIÓFITOS												
<i>Riella cossoniana</i>	++	++	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+++ > 40 ++ 15 - 40 + 1 - 15 - 0
CARÓFITOS												
<i>Chara aspera</i>	+	+	+	-	+	+	+	+	-	-	-	
<i>Chara braunii</i>	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Chara globularis</i>	+++	+++	+	-	+	-	-	-	-	-	-	
<i>Chara vulgaris var vulgaris</i>	++	++	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Chara vulgaris var longibracteata</i>	+++	+++	+	-	+	-	+	-	-	-	-	
<i>Chara vulgaris var contraria</i>	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Nitella hyalina</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	
<i>Tolypella glomerata</i>	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
ANGIOSPERMAS												
<i>Potamogeton pectinatus</i>	++	+++	+++	-	++	+++	+++	+++	+++	+++	+++	
<i>Ruppia maritima</i>	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Zannichellia palustris</i>	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	

Tabla 1: abundancia (por rangos de recubrimiento del fondo de la laguna) de las diferentes especies de macrófitos en la laguna de Cal Tet a lo largo del tiempo (Seguí & Pérez, 2006; Seguí & Flor-Arnau, 2009, 2010, 2011, 2012, 2013, 2014, 2015, 2016).

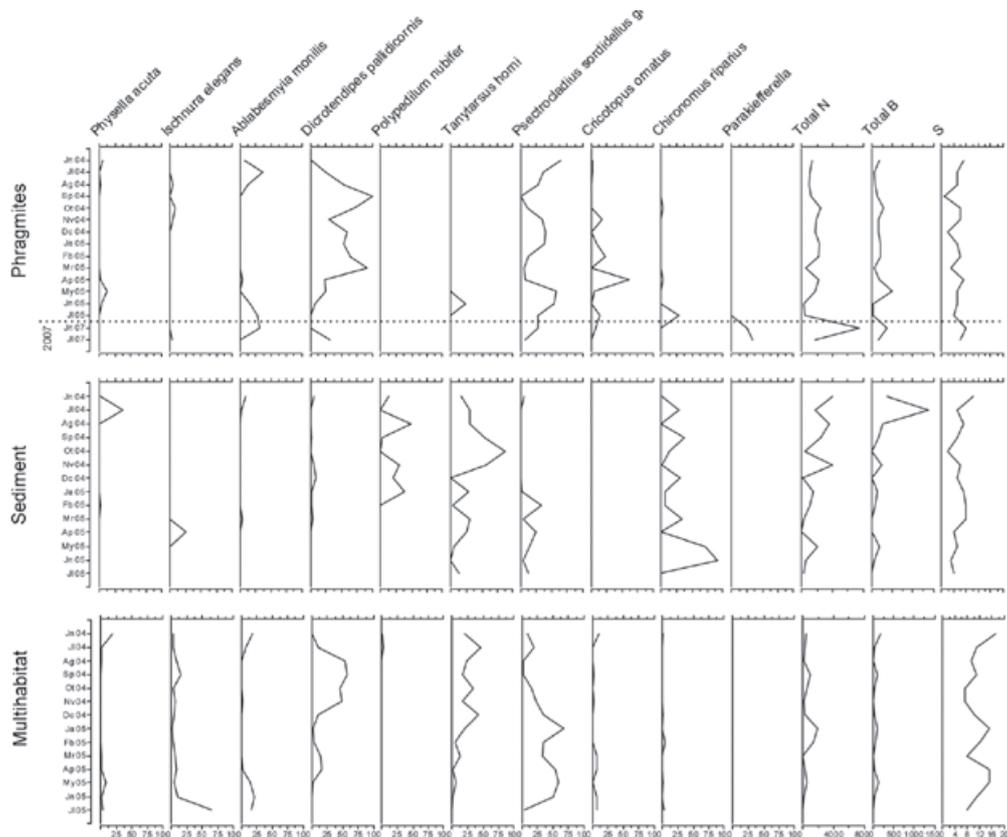


Figura 5: abundancia de las diferentes especies de macroinvertebrados en el *Phragmites australis* (arriba), el sedimento (centro) y las muestras multihabitat (abajo) a lo largo del tiempo. Se muestra también la abundancia (Total N), la biomasa (Total B) y la riqueza (S) total de invertebrados.

	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009
<i>Anas strepera</i>	-	-	-	-	-	1	-
<i>Fulica atra</i>	2	22	12	11	40	11	10
<i>Ixobrychus minutus</i>	-	-	1	-	3	4	3
<i>Netta rufina</i>	-	1	2	3	2	-	2
<i>Porphyrio porphyrio</i>	-	-	-	1	2	1	4
<i>Tachybaptus ruficollis</i>	1	12	3	7	20	7	6
<i>Tadorna tadorna</i>	1	2	-	2	-	-	1
Total	4	37	18	24	67	24	26

Tabla 2: número de parejas nidificantes de las especies de aves dominantes en la laguna de Cal Tet durante los años 2003-2009 (Santaeufemia, 2009).

Discusión

Los cambios registrados en la laguna de Cal Tet desde su creación hasta el año 2016 ponen de manifiesto la gran importancia que tiene el funcionamiento hidrológico para la biodiversidad de las lagunas costeras. Durante este período, Cal Tet pasó de ser un sistema mesotrófico y olihogalino caracterizado por aguas claras y dominancia de macrófitos a un sistema eutrófico y mesohalino caracterizado por agua turbia dominada por floraciones de algas fitoplanctónicas y episodios de falta de oxígeno.

Estos cambios bruscos de estado han sido previamente descritos en lagos someros alrededor del mundo y están relacionados con la competencia entre los macrófitos y las algas fitoplanctónicas por conseguir luz y nutrientes (Scheffer et al., 1993; Scheffer & Jeppesen, 2007). En el caso de Cal Tet, el aumento de la salinidad se perfila como el factor principal que motivó el cambio de estado, pero otros muchos elementos del ecosistema jugaron un papel relevante (Figura 6). Al no tener más entrada de agua que la del acuífero superficial y la lluvia, la laguna se fue secando durante los primeros años de creación, provocando un aumento drástico en la concentración de sales (conductividad inicial = 4110 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$; conductividad máxima antes de recibir agua de los carrizales de depuración = 9800 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$). Este aumento de la conductividad debió ser muy perjudicial para las poblaciones de carófitos, que suelen tener máximos de tolerancia a la salinidad por debajo de los 3000 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (García, 1999), y probablemente benefició a la angiosperma *Potamogeton pectinatus*, que es un competidor superior en condiciones de salinidad elevada (Lovvorn et al., 1999).

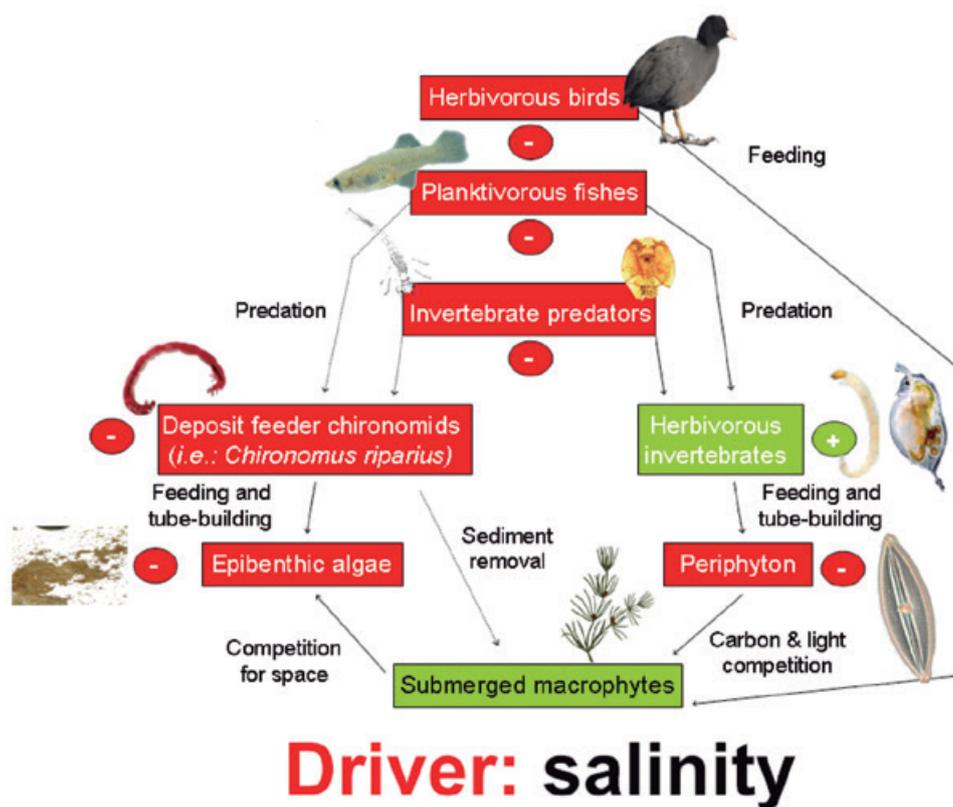


Figura 6: esquema de los diferentes elementos del ecosistema relacionados con el cambio de estado de la laguna de Cal Tet de una fase clara, dominada por macrófitos, a una fase turbia, dominada por algas fitoplanctónicas. En rojo se muestran los factores perjudiciales para la supervivencia de los macrófitos, y en verde aquellos que los benefician. Adaptado de Cañedo-Argüelles (2009).

Al mismo tiempo, las poblaciones de cladóceros (principalmente *Daphnia*) presentes en la laguna (Cañedo-Argüelles, 2009) debieron verse reducidas por el aumento de la conductividad, ya que se trata de organismos poco tolerantes a las sales (Cowgill & Milazzo, 1990; Mount et al., 1997; Bailey et al., 2004; Kefford et al., 2004, 2007). Tal y como se ha visto en estudios anteriores, esto pudo ser clave para la desaparición de los carófitos, ya que los cladóceros se alimentan de las algas fitoplanctónicas, manteniendo el agua clara y permitiendo que la luz penetre hasta el sedimento, donde florecen los macrófitos (Bales et al., 1993; Jeppesen et al., 2007). Las poblaciones de cladóceros se vieron también mermadas por el incremento en la densidad del pez mosquito (*Gambusia holbrooki*) (Caiola et al., 2005),

que se alimenta vorazmente de zooplancton (Cardona, 2006). Por último, las poblaciones de focha común (*Fulica atra*) seguramente promovieron la desaparición de los carófitos, ya que estos constituyen una de sus fuentes favoritas de alimento (van den Berg et al., 1998; Noordhuis et al., 2002).

A partir de marzo del 2014 se paró la entrada de agua regenerada de la estación depuradora a esta zona húmeda en un intento por devolver a la laguna a su estado inicial de aguas claras y poblaciones estables de macrófitos. Sin embargo, una vez se produjo el cambio de estado (con el reemplazo de los carófitos por *Potamogeton pectinatus* y las floraciones de algas fitoplanctónicas), se activaron diferentes mecanismos que impidieron la vuelta a la fase de aguas claras. Por ejemplo, la desaparición de los carófitos, junto con la presión depredadora de *Gambusia holbrooki*, condujo a un empobrecimiento de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos, que pasó a estar dominada exclusivamente por *Chironomus riparius*. Esto es debido a que los carófitos son un hábitat clave para los macroinvertebrados acuáticos bentónicos, ya que les proporciona refugio contra los depredadores y alimento en forma de algas epifíticas (Hargeby, 1990; Hargeby et al., 1994; van den Berg et al., 1997, 1998, 1999; Brodersen et al., 2001). Una vez establecido *Chironomus riparius* como la especie bentónica dominante, probablemente ayudó a promover la turbidez al remover el sedimento en busca de refugio y alimento (Armitage et al., 1995). Al mismo tiempo, al desaparecer los macrófitos disminuyó el refugio para el zooplancton, que quedó expuesto a la depredación por parte de los peces (Jeppesen et al., 1997, 1998). Por último las floraciones de algas fitoplanctónicas previenen el restablecimiento de los macrófitos al impedir la entrada de luz al fondo de la laguna. Al mismo tiempo, la ausencia de productores primarios en el lecho de la laguna junto a la gran demanda de oxígeno que se produce a consecuencia de la descomposición microbiana de las algas que van muriendo provoca períodos de falta de oxígeno (Cañedo-Argüelles et al., 2012a). Esto previene el restablecimiento de los macrófitos y limita la supervivencia de macroinvertebrados bentónicos a especies tolerantes a la falta de oxígeno, como *Chironomus riparius* (Penttinen & Holopainen, 1995; Stief et al., 2005), que a su vez promueve la turbidez. Esto es lo que se denomina una respuesta histérica, una vez que se cambia de fase no basta con restablecer las condiciones iniciales de calidad del agua (nutrientes y salinidad), para volver a la fase de aguas claras (Scheffer et al., 1993; Scheffer & Jeppesen, 2007).

Podemos concluir que la laguna de Cal Tet se encuentra estancada en un estado de aguas turbias caracterizadas por la dominancia de la angiosperma *Potamogeton pectinatus* y las floraciones de algas fitoplanctónicas. Aunque esto no parece haber afectado significativamente a ciertos organismos (por ejemplo, las poblaciones de macroinvertebrados en el litoral o ciertas poblaciones de aves), es obvio que la laguna no está alcanzando todo su potencial en cuanto a desarrollo de la biodiversidad. Esto se debe a la artificialidad de la hidrología de la laguna, que hace difícil gestionar las entradas de agua. Por un lado, privar a la laguna de las entradas de aguas desde los carrizales de depuración de aguas del terciario de la depuradora lleva a una progresiva bajada en el nivel del agua de la laguna, aumentando la conductividad (algo que es perjudicial para los carófitos y el zooplancton y, por tanto, promueve la fase de aguas turbias). Por otro lado, la entrada de agua dulce cargada en nutrientes desde los carrizales de depuración también promueve la fase de aguas turbias, ya que los nutrientes estimulan el crecimiento de algas fitoplanctónicas. La recarga del acuífero superficial que se lleva a cabo desde el 2014 mediante la inundación con agua de escorrentía de los prados húmedos y junqueras que rodean la laguna permiten mantener el nivel de agua y que la conductividad se mantenga en unos rangos bastante estables. Por tanto, la vuelta de la laguna a la fase de aguas claras se plantea problemática, y podría pasar por una “naturalización” de la hidrología del sistema (bien conectándola al mar o bien permitiendo la entrada de aguas oligohalinas y oligotróficas).

Caso de estudio 2: la laguna de La Ricarda

Introducción

La laguna de La Ricarda está situada a dos kilómetros de la actual desembocadura del río Llobregat (Figura 7), en el término municipal del Prat de Llobregat. Tiene una superficie aproximada de 29 hectáreas, con 1.3 kilómetros de largo y una anchura máxima de 150 metros. Es una laguna de origen natural, que antiguamente había sido una desembocadura del río Llobregat y que se alimentaba de agua dulce procedente del mismo. En épocas húmedas, la laguna podía recibir una importante cantidad de agua dulce, que provocaba una disminución de la salinidad, sobre todo en la parte alta de la laguna; además, el nivel de agua aumentaba de forma brusca durante las crecidas del río o los temporales, rompiéndose la barra de arena que la separa del mar y produciéndose una entrada de agua salada. Como consecuencia, durante estas etapas, la laguna presentaba salinidades mucho más altas cerca de la desembocadura. Además, en épocas estivales, con falta de agua de lluvia y temperaturas elevadas, la entrada de agua dulce era normalmente escasa y la evapotranspiración aumentaba significativamente, provocando un aumento de salinidad de la laguna (Hernández & Vázquez-Suñé, 1995). De esta manera, la laguna mantenía una dinámica hídrica que le permitía la renovación del agua de la misma y variaciones de salinidad que provocaban un gradiente salino muy amplio.

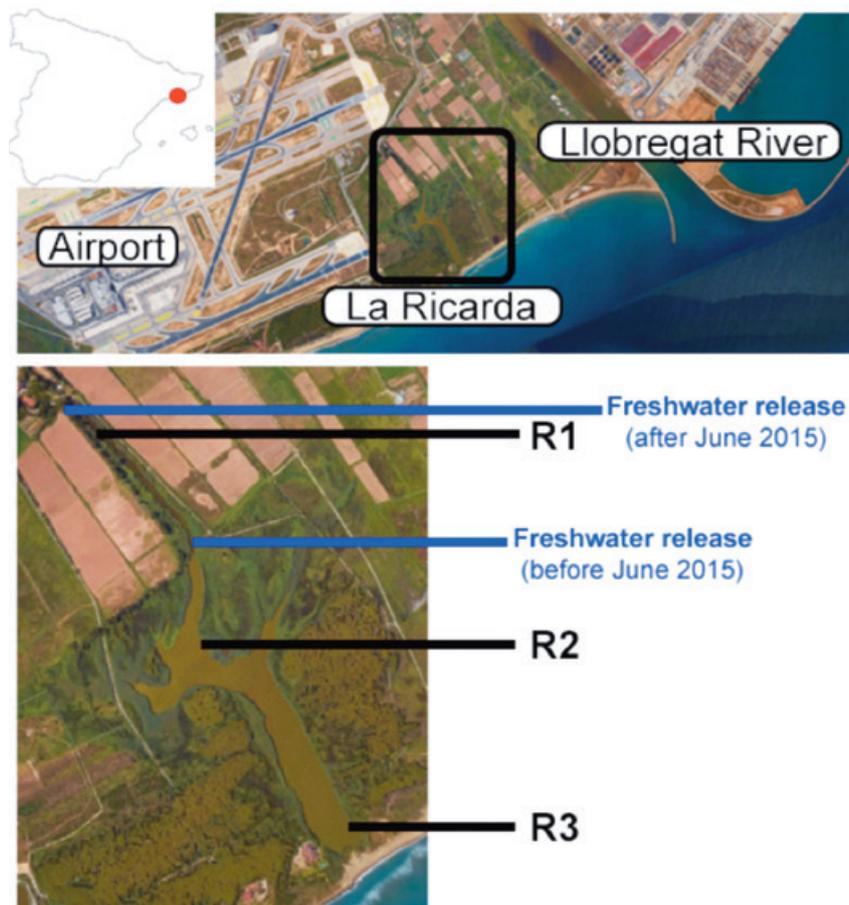


Figura 7: localización (arriba) y ampliación (abajo) de la zona de estudio en el año 2017. Sobre la ampliación de la zona de estudio se han marcado los tres puntos de muestreo (R1, R2 y R3) así como las entradas de agua dulce provenientes del Aeropuerto de Barcelona. Fuente de las fotografías: Google Earth.

La ampliación del Aeropuerto de Barcelona supuso la desaparición de la zona agrícola que drenaba a la laguna, llevando a la pérdida del principal flujo de agua dulce de la laguna (Figura 8); más tarde, cuando se realizó el proyecto de ampliación del Aeropuerto de Barcelona, que finalizó en 2009, las aportaciones de agua se volvieron prácticamente nulas y el nivel de la laguna disminuyó drásticamente. Así durante este último período la barra de arena no podía romperse debido al mínimo nivel con el que contaba la laguna todo el año, agravado por la regresión litoral de este tramo de costa. En definitiva, la dinámica hídrica de esta laguna se ha visto afectada de manera evidente en los últimos años.



Figura 8: fotografías del Aeropuerto de Barcelona en 2001 (arriba) y 2016 (abajo). En blanco se ha marcado la zona agrícola que drenaba a la laguna antes de la ampliación del aeropuerto. Fuente de las fotografías: Google Earth.

En un intento por restablecer el equilibrio de la laguna, el Aeropuerto de Barcelona, obligado por la Declaración de Impacto Ambiental de las obras de ampliación del aeropuerto, comenzó a aportar un flujo artificial de agua dulce a la laguna de La Ricarda en 2003 (con agua de pozos y del acuífero profundo). Durante 2008 y 2014 estas aportaciones pasaron a ser de agua reutilizada, y en Julio del 2014 empezó a llegar más caudal procedente de aguas pluviales y bombeo de agua del freático. En diciembre de 2014, se procedió a abrir la barra de arena, de manera artificial. La barra de arena volvió a cerrarse de nuevo, tres días después. En junio del 2015, se cambió la ubicación del tubo que aportaba los flujos artificiales de agua dulce, pasando a ubicarse en la entrada que se da por la cabecera de la laguna (Figura 7).

Materiales y métodos

Los datos presentados aquí son una recopilación de datos generados por la Universidad de Barcelona y el *Consorti per a la protecció i la gestió dels espais naturals del delta del Llobregat*. Además se han consultado datos de las comunidades de macroinvertebrados de la laguna para el período 2004-2005 (Cañedo-Argüelles & Rieradevall, 2010).

Este estudio se basa en una campaña de muestreo de un año de duración (junio 2014-junio 2015). El primer muestreo se realizó justo antes del inicio del aporte artificial de agua dulce, por parte del Aeropuerto de Barcelona. Por lo tanto, se disponen de datos previos a la aportación. Después, se recogieron datos mensuales sucesivos. Los muestreos tienen lugar en tres puntos de la laguna: un primer punto muy cerca del embarcadero (R1), un segundo punto en la parte central de la laguna, donde hay la confluencia de los diferentes brazos de la laguna (R2) y un tercer punto muy cerca de la desembocadura (R3) (Figura 7).

Análisis fisicoquímico del agua

Se recogieron datos de temperatura (°C), conductividad ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), conductancia específica (SPC, $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), pH, porcentaje de saturación de oxígeno (%), concentración de oxígeno ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$). Utilizando una sonda multiparamétrica (WTW, *multiparameter model 197i*). Además, se recogieron muestras de agua para el análisis de amonio, nitratos, fosfatos, fósforo total y clorofila *a* en el laboratorio siguiendo metodologías estandarizadas (Greenberg et al., 2005).

Identificación y cuantificación del plancton

Se recogieron dos tipos de muestras, las muestras recogidas con un salabre en superficie para proceder a la identificación cualitativa de los organismos presentes; y un volumen de 100 ml de agua para proceder al análisis cuantitativo de los individuos presentes. Las muestras fueron conservadas en etanol. Para proceder a la identificación cualitativa y cuantitativa de los organismos presentes, se utilizó el protocolo de sedimentación en cubetas, propuesto en la metodología del establecimiento del estado ecológico de las masas de agua, según la directiva Marco del Agua (Comisión Europea, Directiva 2000/60/EC). Una vez obtenidos los resultados, se realizó un análisis estadístico SIMPER para establecer qué especies contribuyeron en mayor grado en la diferenciación de los grupos.

Identificación de macroinvertebrados

Se recogieron muestras de sedimento del fondo de la laguna, utilizando una draga; también se recogieron muestras superficiales con un salabre. Las muestras se conservaron en formol. Debido a la mínima presencia de macroinvertebrados en las muestras recogidas, se observó la totalidad del volumen de todas las muestras recogidas, se examinaron un total de 19 muestras. Se identifican los organismos a nivel de familia, utilizando la clave taxonómica de Tachet et al. (2000). Debido a su gran papel indicador y su riqueza de especies (Cañedo-Argüelles et al. 2012b), los quironómidos se identificaron a nivel de especie bajo el microscopio, siguiendo la clave de Andersen et al. (2013).

Resultados

En el perfil de conductividad (Figura 8), se pueden observar diferencias entre los diferentes puntos de muestreo a lo largo del tiempo. El punto R1, situado cerca del embarcadero, presentó durante todos

los muestreos una conductividad menor que R2 y R3, pero el rango de variación fue relativamente bajo. El punto R1 presentó valores entre 6000-7000 ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), mientras que el punto más cercano a la desembocadura, R3, presentó un rango de conductividad entre 7000-9000 ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$). En el mes de febrero, después de la obertura de la barra de arena que separa la laguna del mar, la conductividad aumentó considerablemente en los tres puntos de muestreo (R1, R2, R3). Sin embargo, en el siguiente muestreo, realizado en abril, la conductividad descendió hasta valores similares a los registrados antes de la obertura de la barra de arena. Por último, el efecto del cambio de localización del tubo que aporta el caudal de agua artificial a la laguna fue muy evidente en los valores de conductividad del punto R1, justo donde se produce la aportación de agua en la actualidad. La conductividad en este punto disminuyó drásticamente en el muestreo de junio de 2015 (cuando se cambió la localización del tubo), pero no se observaron efectos en R2 ni R3.

En general, los valores de oxígeno disuelto fueron bajos durante todos los muestreos (4-10 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, Figura 8), excepto en el mes de febrero, después de la obertura de la barra de arena (13-17 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, Figura 9). Por otra parte, hay que destacar los fenómenos de anoxia en las capas más profundas, durante el mes de octubre. En el último muestreo, en junio de 2015, una vez ya se había realizado el cambio de localización del tubo que suministra el caudal de agua artificial a la laguna, el punto R1 presentó más oxígeno disuelto que los puntos R2 y R3, a diferencia del muestreo previo, en abril, cuando R1 era el punto donde se podía observar una menor concentración de oxígeno disuelto.

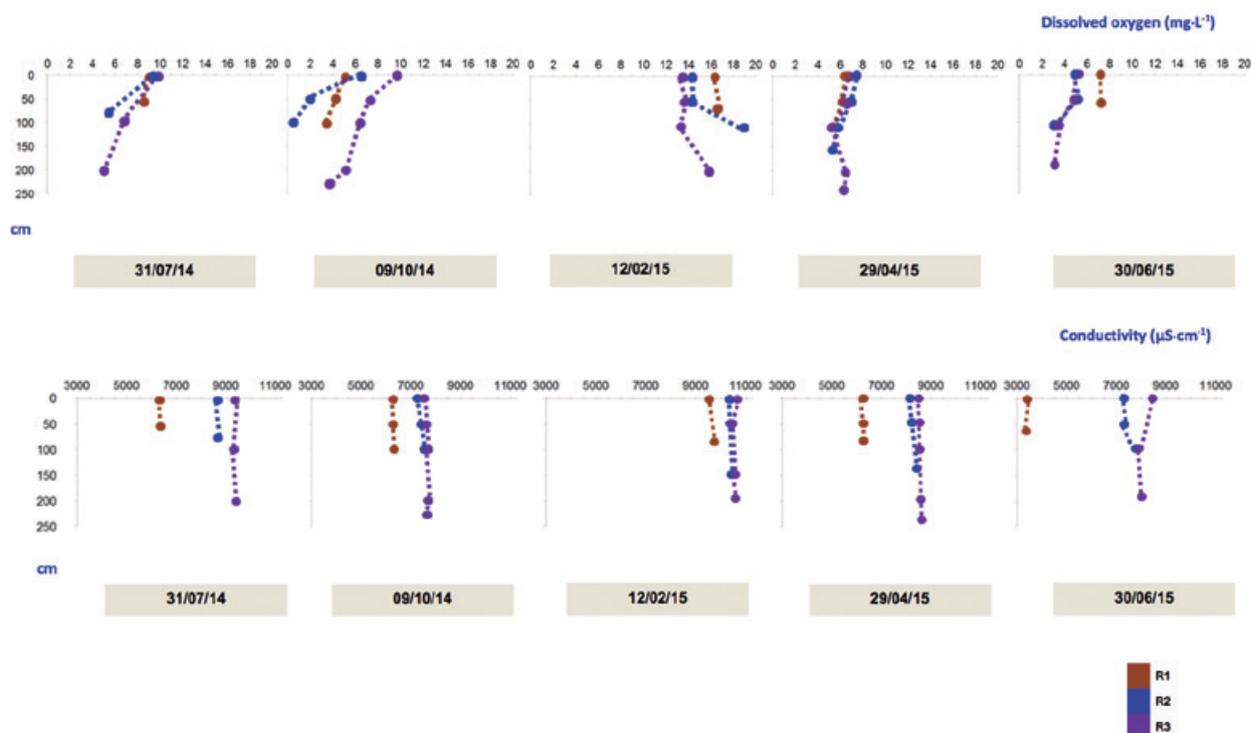


Figura 9: perfiles en profundidad de oxígeno disuelto (arriba) y conductividad (abajo) para cada punto de muestreo en la laguna de La Ricarda a lo largo del período de estudio.

Las concentraciones de fósforo fueron muy elevadas, con valores entre 0.09 y 0.67 mgP·L⁻¹ (Tabla 4). En cambio, las concentraciones de fosfatos fueron muy bajas. La profundidad del disco de Secchi varió entre 19 y 50 cm y las concentraciones de clorofila a entre 1.19-33.5 mg/m³.

Fecha	Nivel embarcadero (cm)	Punto de muestreo	Disco de Secchi (cm)	Fósforo total (mg·L ⁻¹)	Fosfatos (mg·L ⁻¹)	Nitratos (mg·L ⁻¹)	Amonio (mg·L ⁻¹)	Clorofila a (mg·m ⁻³)	Razón N/P
ju-14	60	R1	19	0,67	0,0016	<2	0,06	5,37	3,1
		R2	25	0,29	0,0000	<2	<0,04	12,5	7,0
		R3	28	0,28	0,0006	<2	0,11	26,9	7,5
jul-14	60	R1	28	0,39	0,0003	<2	0,14	10,6	5,5
		R2	34	0,31	0,0005	<2	<0,04	15,8	6,6
		R3	48	0,3	0,0003	<2	<0,04	17,3	6,8
oct-14	92	R1	38	0,34	0,0008	1,5	<0,04	24,5	4,5
		R2	33	0,61	0,0013	0	<0,04	15,0	0,1
		R3	35	0,18	0,0005	0	<0,04	33,5	0,2
dic-14	108	R1	30	0,35	0,0003	0	<0,04	28,6	0,1
		R2	38	0,34	0,0014	0	0,16	2,77	0,5
		R3	40	0,27	0,0003	0	<0,04	23,2	0,1
feb-15	82	R1	32	0,21	0,0004	1,1	<0,04	10,9	5,4
		R2	29	0,31	0,0009	1,2	<0,04	18,7	4,0
		R3	35	0,09	0,0003	1,1	<0,04	15,4	12,7
abr-15	80	R1	32	0,22	0,0003	0	0,05	6,81	0,2
		R2	33	0,27	0,0005	0,2	<0,04	1,19	0,9
		R3	42	0,22	0,0008	0,0	<0,04	2,68	0,2
ju-15	65	R1	50	0,30	0,0004	1,0	0,15	7,64	3,8
		R2	30	0,23	0,0002	0,2	<0,04	17,1	1,0
		R3	29	0,13	0,0002	0,2	<0,04	28,0	1,8

Tabla 4: datos del nivel de la laguna, disco de Secchi y concentraciones de nutrientes y clorofila a fitoplanctónica, registrados en la laguna de La Ricarda.

Fitoplancton

Se identificaron un total de 17 especies de fitoplancton siendo las más abundantes: *Chlamydomonas* sp. pl (abundancia relativa del 54.6%), *Cryptomonas* sp. pl (abundancia relativa del 36.6%) y *Peridinium* sp. pl (abundancia relativa del 2.5%) (Tabla 5). Cabe destacar la presencia de dos especies de cianobacterias potencialmente tóxicas: *Aphanizomenon* sp. pl y *Anabaenopsis* sp. pl.

Muestra	<i>Aphanizomenon</i> sp. pl	<i>Euglena</i> sp. pl	<i>Euglena</i> <i>acus</i>	<i>Scenedesmus</i> sp. pl	<i>Cyclotella</i> sp. pl	<i>Synechocystis</i> sp. pl	<i>Monoraphidium</i> sp. pl	<i>Katodinium</i> sp
R1_Ju14	43,69	8,74	48,06	4,37	26,21	-	-	-
R2_Jul14	-	17,48	-	-	26,21	-	-	-
R3_Ju14	26,21	-	17,48	-	39,32	-	-	8,74
R1_Oct14	30,58	4,37	-	-	52,43	-	-	-
R2_Oct14	17,48	17,48	-	-	13,11	-	-	-
R3_Oct14	8,74	4,37	74,28	-	4,37	-	-	43,69
R1_Dic14	21,85	-	-	-	-	-	-	-
R2_Dic14	-	-	136,94	-	109,55	-	-	-
R3_Dic14	-	-	82,17	-	82,17	-	-	-
R1_Feb15	4,37	-	-	-	-	-	-	-
R2_Feb15	-	8,74	78,64	-	13,11	-	-	-
R3_Feb15	-	-	-	-	-	-	-	-
R1_Abr15	34,95	21,85	4,37	-	8,74	-	-	-
R2_Abr15	21,85	4,37	48,06	8,74	21,85	-	196,61	-
R3_Abr15	17,48	-	43,69	13,11	8,74	-	524,3	-
R1_Jun15	4,37	-	-	4,37	21,85	-	-	-
R2_Jun15	21,85	26,21	30,58	4,37	65,54	34,95	-	-
R3_Jun15	56,8	8,74	100,49	-	30,58	52,43	-	8,74

Muestra	<i>Anabaenopsis</i> sp. pl	<i>Crucigenia</i> <i>tetrapedia</i>	<i>Oscillatoria</i> sp. pl	<i>Phacus</i> sp. pl	<i>Spirulina</i>	<i>Goniocloris</i> <i>fallax</i>	<i>Peridinium</i> sp. pl	<i>Chlamydomonas</i> sp. pl	<i>Cryptomonas</i> sp. pl
R1_Ju14	-	-	-	-	-	-	-	415,07	109,23
R2_Jul14	13,11	-	-	-	-	-	-	655,37	218,46
R3_Ju14	26,21	-	-	4,37	-	4,37	-	218,46	873,83
R1_Oct14	4,37	-	-	-	-	-	594,2	87,38	65,54
R2_Oct14	-	-	-	-	-	-	166,03	174,77	43,69
R3_Oct14	-	-	-	-	-	-	-	436,91	3058,39
R1_Dic14	-	-	4,37	-	-	-	-	2621,48	131,07
R2_Dic14	-	-	-	-	-	-	-	7668,8	1095,54
R3_Dic14	-	-	-	-	-	-	-	1369,43	5477,71
R1_Feb15	-	-	4,37	-	-	-	-	3495,3	218,46
R2_Feb15	-	-	-	-	-	-	-	3932,22	655,37
R3_Feb15	-	-	-	-	-	-	-	436,91	2403,02
R1_Abr15	4,37	-	-	-	-	-	157,29	131,07	52,43
R2_Abr15	-	-	-	-	-	-	34,95	1223,36	174,77
R3_Abr15	-	-	-	-	-	4,37	-	87,38	611,68
R1_Jun15	4,37	-	-	-	4,37	-	-	87,38	34,95
R2_Jun15	56,8	8,74	-	-	-	8,74	157,29	1135,97	43,69
R3_Jun15	113,6	13,11	-	-	-	4,37	-	218,46	1092,28

Tabla 5: abundancia de cada especie de fitoplancton observada en un mililitro de agua de la laguna de La Ricarda.

De acuerdo con el análisis SIMPER, la comunidad del punto de muestreo situado cerca del mar (R3) fue significativamente diferente a la de la parte media (R2) y la cabecera (R1) de la laguna. Por otra parte, las especies mayoritarias presentes en la época estival e invernal fueron diferentes a las del resto de épocas del año y semejantes entre ellas.

Teniendo en cuenta el factor espacial, las especies significativamente asociadas a cada grupo fueron:

R1: *Chlamydomonas* sp. pl. (47% de contribución a la diferenciación del grupo, siendo la especie que más contribuyó), *Cryptomonas* sp. pl., *Aphanizomenon* sp. pl., *Cyclotella* sp. pl.

R2: *Chlamydomonas* sp. pl. (53% de contribución a la diferenciación del grupo, siendo la especie que más contribuyó), *Cryptomonas* sp. pl., *Cyclotella* sp. pl., *Euglena* sp. pl., *Euglena acus*.

R3: *Cryptomonas* sp. pl. (58% de contribución a la diferenciación del grupo, siendo la especie que más contribuyó), *Chlamydomonas* sp. pl., *Euglena acus*.

Teniendo en cuenta el factor estacional, las especies significativamente asociadas a cada grupo fueron:

Invierno: *Chlamydomonas* sp. pl. (63% de contribución a la diferenciación del grupo, siendo la especie que más contribuyó), *Cryptomonas* sp. pl.

Verano: *Chlamydomonas* sp. pl. (38% de contribución a la diferenciación del grupo, siendo la especie que más contribuyó). La contribución en este grupo está mucho más repartida entre las diferentes especies, *Cryptomonas* sp. pl., *Cyclotella* sp. pl., *Aphanizomenon* sp. pl., *Anabaenopsis* sp. pl., *Euglena acus*.

Macroinvertebrados

En las muestras de sedimento de la laguna (incluyendo los 3 puntos de muestreo y todos los muestreos), solo se encontraron 5 individuos de macroinvertebrados: un individuo perteneciente a la familia (R3 30/06/2015) *Gammaridae* y 4 individuos de la familia (R3 10/12/2014) *Planorbidae*. En las muestras de litoral recolectadas el 29/04/2015 se registraron un total de 6 familias: *Chironomidae*, *Gammaridae*, *Mysidacea*, *Limonidae*, *Baetidae* e *Hydrophilidae*. Aun así, solo se encontró un individuo de cada especie, excepto en el caso de quironómidos y gammáridos, de los cuales se encontraron 10 y 30 individuos respectivamente.

Las exuvias de quironómidos encontradas se identificaron a nivel de especie, y se identificaron dos especies: *Chironomus nudatarsis*, una especie con un área de distribución amplia y que se puede encontrar en masas de agua con bajas concentraciones de oxígeno disuelto; y otra especie del género *Cricotopus* sp., que no se pudo clasificar, debido a la falta de su órgano respiratorio.

Discusión

En primer lugar, es importante considerar que la aportación de agua dulce a la laguna de La Ricarda no fue suficiente para aumentar su nivel de forma considerable y, en consecuencia, solo se pudo romper la barra de arena que la separa del mar una vez durante todo el periodo estudiado. Por tanto, su equilibrio hidrológico no se restableció, ya que dos de los factores que influyen en este equilibrio, la entrada de agua dulce y de mar (Bird, 1994; Smith, 1994; Rosselli et al., 2013), se veían afectados. La disminución de las aportaciones de agua dulce y el contacto mínimo de la laguna con el mar favorecen el confinamiento

de la laguna (Tett et al., 2003). El desequilibrio de la dinámica hidrológica de la laguna también afecta al ciclo de los nutrientes y favorece los procesos eutróficos (Zaldívar et al. 2008). En el caso de la Ricarda su estado eutrófico queda reflejado de forma clara por varios factores. Por un lado, la profundidad del disco de Secchi fue muy baja, indicando una elevada turbidez del agua. Por otro lado, se registraron concentraciones elevadas de nutrientes, en especial de fósforo total, cuyas concentraciones fueron entre diez y veinte veces superiores a $0.02 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$, la concentración a partir de la cual se considera que una masa de agua puede sufrir problemas de eutrofia (Vollenweider & Kerekes, 1982). En muchos casos, la concentración de fósforo superó el límite que separa la eutrofia de la hipertrofia, $0.08 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$ (Vollenweider & Kerekes, 1982). En cambio, la razón fosfatos/fósforo total fue muy baja; esto parece indicar que el fósforo no se encontraba disuelto en forma de fosfatos en el agua de la laguna, sino que podía estar en otras formas o se podía encontrar en la materia orgánica presente. Esto se podría relacionar con la abundancia de cianobacterias en la laguna (Aldasoro et al. 2004).

Llaman la atención los altos valores de oxígeno medidos en julio de 2014 (100-130%), cuando la laguna se encontraba en situación eutrófica. En aquel momento, la temperatura era elevada y la concentración de nutrientes también, la biomasa algal había crecido exponencialmente, produciendo un periodo de superproducción primaria. Esto provoca el crecimiento desmesurado de las algas, comportando un aumento de la materia orgánica (Cloern, 2001; Smith, 2003). Más tarde, en el siguiente muestreo, en octubre, la temperatura había disminuido y mucha materia orgánica muerta había empezado su fase de descomposición, con la consiguiente necesidad de oxígeno. Estos procesos generan una demanda de oxígeno que el sistema no puede suministrar y, por lo tanto, se producen fenómenos de anoxia (Cloern, 2001; Smith, 2003), como los observados en este estudio. La poca profundidad de la laguna y el hecho de que el viento la pueda mezclar podrían estar favoreciendo la resuspensión de los sedimentos del fondo de la laguna y el fósforo que contiene, produciendo la retroalimentación de la fase oscura que sufre. Todo ello indicaría un reciclaje interno de los nutrientes y un grado elevado de eutrofia de la masa de agua. En definitiva, se ha alterado el equilibrio hidrológico de la laguna y esto ha provocado una situación crítica de confinamiento y un escenario típico de un ambiente hipertrófico.

Nuestros resultados muestran importantes diferencias espaciales en las comunidades de fitoplancton. Por un lado, la elevada conductividad del punto R3 dio como resultado la dominancia de especies eurihalinas (p. ej. *Cryptomonas* sp. pl.), mientras que los puntos R1 y R2 estuvieron dominados por especies más características de aguas dulces (p. ej. *Chlamydomonas* sp. pl.). La temporalidad también afectó a la composición de especies y sus abundancias. A pesar de estas diferencias, la gran mayoría de las especies presentes en la laguna son típicas de ambientes eutróficos (Aldasoro et al. 2004). Es importante destacar la presencia de *Aphanizomenon* sp. pl y *Anabaenopsis* sp. pl, dos especies con potencial tóxico. Su presencia fue más significativa en las muestras de verano y está totalmente relacionada con procesos eutróficos. Sería necesario realizar un estudio específico, para determinar si existe la presencia de toxinas en el agua de la laguna o en la red trófica.

Las comunidades de invertebrados reflejan el estado de eutrofia en el que se encuentra la laguna. El sedimento de la laguna se encontró prácticamente desprovisto de invertebrados durante todo el estudio, indicando que las condiciones de anoxia en el fondo imposibilitaban la supervivencia de la fauna acuática. Las muestras de litoral también reflejaron una comunidad empobrecida, dominada por especie tolerantes a la contaminación. Es el caso del quironómido *Chironomus nudatarsis*, capaz de vivir en ambientes eutróficos con poca disponibilidad de oxígeno (Real et al. 2000).

En términos generales, se puede concluir que la laguna de La Ricarda se encuentra en un estado pobre de conservación, sumida en la eutrofia. Esta degradación ha sido relativamente reciente, ya que estudios realizados durante los años 2004 y 2005 mostraban una buena oxigenación de la columna del agua durante la mayor parte de año y concentraciones mucho más bajas de clorofila y nutrientes (Cañedo-Argüelles et al., 2012a), además de una comunidad de macroinvertebrados significativamente más abundante y rica en especies (Cañedo-Argüelles & Rieradevall, 2010). Existe por tanto una necesidad urgente de mejorar la gestión para revertir el proceso de eutrofización. Hecho que tendría que suceder, puesto que es un espacio natural protegido, catalogado en la Directiva de Hábitats como Lugar de Interés Comunitario europeo (LIC) y declarado Lugar de Interés Prioritario con el objetivo principal de conservarlo.

Conclusiones generales

En este capítulo, hemos podido constatar la importancia de la hidrología en la capacidad autodepurativa de las lagunas costeras. En el caso de Cal Tet, el confinamiento de sus aguas llevó progresivamente a una situación de salinización que provocó un cambio de estado no deseado (de una fase de aguas claras a una fase de aguas turbias). Ante la ausencia de entradas naturales de agua dulce de ríos y arroyos, se optó por revertir la situación utilizando aguas residuales pasadas por un filtro verde. Esto llevó a un aumento drástico de la concentración de nutrientes que afianzó la fase de aguas turbias debido al crecimiento exponencial de las algas fitoplanctónicas. Una fase que perdura hasta hoy, a pesar de que el aporte de aguas residuales se paró hace años. En el caso de La Ricarda, la reducción de entradas de agua dulce ha provocado el confinamiento de la laguna (incapaz de romper la barra de arena que la separa del mar debido a su bajo nivel de agua). Además, el hecho de que las entradas de agua dulce se produzcan desde un único punto ha llevado a la formación de un marcado gradiente salino (aguas dulces en cabecera, agua marina en desembocadura), impropio de esta laguna (que antaño estaba caracterizada por aguas salobres, resultantes de la continua mezcla de aportes de agua dulce y agua de mar). Todo esto ha desembocado en una situación de eutrofia sin precedentes, que ha traído consigo una reducción preocupante de la biodiversidad.

Tomando en cuenta los datos presentados en este capítulo, parece obvio que ambos ecosistemas mejorarían sensiblemente si recibieran aportes suficientes de agua dulce de buena calidad. Esto no solo ayudaría a diluir las actuales concentraciones de nutrientes y mejorar la transparencia del agua, sino que además (en el caso de La Ricarda) dotaría a la laguna del empuje hidráulico suficiente para romper la barra de arena que la separa del mar. La conexión de las lagunas con el mar supone una entrada de agua bien oxigenada y pobre en nutrientes, ayudando enormemente a la depuración del agua de la laguna. A pesar de que la solución parece relativamente sencilla, es en realidad tremendamente complicada. En un mundo en el que el agua de los ríos es un bien preciado, los aportes de agua dulce que deberían de recibir las lagunas costeras han sido secuestrados por agricultores, industrias y ciudades, o reenviados al mar para evitar la inundación de aeropuertos y zonas urbanas. Reclamar estos aportes para salvaguardar la salud e integridad de estos ecosistemas se hace por tanto difícil, ya que esto entra en conflicto directo con el mantenimiento del bienestar humano, tal y como lo entendemos hoy en día. Quizás en un futuro, ojalá no muy lejano, reflexionemos sobre los grandes beneficios que nos proporcionan estos ecosistemas, vitales para la biodiversidad de invertebrados, anfibios, reptiles, peces y aves. Encontrar un balance entre el mantenimiento de esta extraordinaria biodiversidad y la satisfacción de nuestras necesidades es complicado, pero no imposible. El encuentro entre todas las partes implicadas en la gestión del territorio se hace indispensable para mejorar la gestión del agua, de manera que los aportes de agua reclamados a estos ecosistemas vuelvan a los mismos en la medida de lo posible una vez que hayan satisfecho los usos humanos.

Referencias

- Aldasoro, J.J., C. de Hoyos & A.I. Negro, 2004. Cyanobacteria distribution and abundance in the Spanish water reservoirs during thermal stratification. *Limnetica* 23:119-132.
- Andersen, T., P.S. Cranston & J.H. Epler, 2013. Chironomidae of the Holarctic Region: Keys and diagnoses. Part 1 - Larvae. *Insect Systematics and Evolution Supplements*.
- Armitage, P. D., P. S. Cranston & L. C. V Pinder, 1995. *The Chironomidae: Biology and Ecology of Non-biting Midges*. Chapman & Hall, London.
- Bailey, S. A., I. C. Duggan, C. D. A. Van Overdijk, T. H. Johengen, D. F. Feid & J. J. Macisaac, 2004. Salinity tolerance of diapausing eggs of freshwater zooplankton. *Freshwater Biology* 49:286-295.
- Bales, M., B. Moss, G. Phillips, K. Irvine & J. Stansfield, 1993. The changing ecosystem of a shallow, brackish lake, Hickling Broad, Norfolk, U.K. II. Long-term trends in water chemistry and ecology and their implications for the restoration of the lake. *Freshwater Biology* 29:141-165.
- Barnes, R.S.K., 1980. *Coastal Lagoons*. Cambridge University Press, Cambridge, England.
- Barnes, R.S.K., 1995. *Brackish-Water Fauna of Northwestern Europe*. Cambridge University Press. Cambridge.
- Basset, A., L. Sabetta & G.C. Carrada, 2006. Conservation of transitional water ecosystems in the Mediterranean area: bridging basic ecological research and theories with requirements of application. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 16:439-440.
- Bird, E.C.F., 1994. *Physical setting and geomorphology of coastal lagoons*. Elsevier, Amsterdam.
- Boix, D., N. Caiola, M. Cañedo-Argüelles, S. Gascón, C. Ibàñez, A. Nebra, X. D. Quintana, M. Rieradevall, J. Sala, N. Sánchez-Millaruelo, C. Solà & A. Munné, 2010. *Avaluació de l'estat ecològic de les zones humides i ajust dels indicadors de qualitat. Índexs QAELSe2010, ECELS i EQAT*. Agència Catalana de l'Aigua, Departament de Medi Ambient i Habitatge, Generalitat de Catalunya. Barcelona. 209 pp.
- Brodersen, K.P., B.V. Odgaard, O. Vestergaard & J. Anderson, 2001. Chironomid stratigraphy in the shallow and eutrophic lake Søbygaard, Denmark: chironomid-macrophyte co-occurrence. *Freshwater Biology* 46:253-267.
- Caiola, N., A. Maceda & D. Vinyoles, 2005. *Comunitats de peixos del delta del Llobregat. Seguiment de paràmetres biològics i detecció de bioindicadors de l'estat del sistema al larg del període de creació de noves infraestructures*. Universitat de Barcelona.
- Cañedo-Argüelles, M., 2009. *Ecology of macroinvertebrate communities in transitional waters: influence of the environment, response to disturbance and successional processes*. PhD Thesis, Universitat de Barcelona, Barcelona.

Cañedo-Argüelles, M. & M. Rieradevall, 2009. Quantification of environment-driven changes in epiphytic macroinvertebrate communities associated to *Phragmites australis*. *Journal of Limnology* 68:229-241.

Cañedo-Argüelles, M. & M. Rieradevall, 2011. Early succession of the macroinvertebrate community in a shallow lake: Response to changes in the habitat condition. *Limnologica* 41:363-370.

Cañedo-Argüelles, M., M. Rieradevall, R. Farrés-Corell & A. Newton, 2012a. Annual characterisation of four Mediterranean coastal lagoons subjected to intense human activity. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 114:59-69.

Cañedo-Argüelles, M., D. Boix, N. Sánchez-Millaruelo, J. Sala, N. Caiola, A. Nebra & M. Rieradevall, 2012b. A rapid bioassessment tool for the evaluation of the water quality of transitional waters. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 111:129-138.

Cardona, L., 2006. Trophic cascades uncoupled in a coastal marsh ecosystem. *Biological Invasions* 8:835-842.

Cloern, J.E., 2001. Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Marine Ecology Progress Series* 210:223-253.

Cognetti, G. & F. Maltagliati, 2000. Biodiversity and adaptive mechanisms in brackish water fauna. *Marine Pollution Bulletin* 40:7-14.

Costanza, R., R. d'Arge, R. de Groot, S. Farber, M. Grasso, B. Hannon, K. Limburg, S. Naeem, R.V. O'Neill, J. Paruelo, R.G. Raskin, P. Sutton & M. van den Belt, 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387:253-260.

Cowgill, U.M. & D.P. Milazzo, 1990. The sensitivity of two cladocerans to water quality variables: salinity and hardness. *Archiv fur Hydrobiologie* 120:185-196.

Cranston, P.S., D.R. Oliver & O.A. Saether, 1983. The larvae of Orthocladiinae (Diptera: Chironomidae) of the Holarctic region: keys and diagnoses. *Entomologica Scandinavica Supplement* 19:149-291.

Dijkstra, K.D.B. & R. Lewington, 2006. Field guide to the dragonflies of Britain and Europe: including western Turkey and north-western Africa. British Wildlife Publishing Dorset.

Epler, J.H., 2001. Identification manual for the larval Chironomidae (Diptera) of North and South Carolina. A guide to the taxonomy of the midges of the southeastern United States, including Florida. Special Publication SJ2001-SP13. North Carolina Department of Environment and Natural Resources, Raleigh, NC, and St. Johns River Water Management District, Palatka 52.

European Commission, 2000. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. *Official Journal of the European Communities* 43:1-72.

- Fernández, J.M., M.A.E. Selma, F.R. Aymerich, M.T.P. Sáez & M.F.C. Fructuoso, 2005. Aquatic birds as bioindicators of trophic changes and ecosystem deterioration in the Mar Menor lagoon (SE Spain). *Hydrobiologia* 550:221-235.
- García, A., 1999. Charophyte flora of southeastern South Australi and southwestern Victoria, Australia: systematics, distribution and ecology. *Australian Journal of Botany* 47:407-426.
- Hargeby, A., 1990. Macrophyte associated invertebrates and the effect of habitat permanence. *Oikos* 57:338-346.
- Hargeby, A., G. Andersson, I. Blindow & S. Johansson, 1994. Trophic web structure in a shallow eutrophic lake during a dominance shift from phytoplankton to submerged macrophytes. *Hydrobiologia* 279-280:83-90.
- Hernández, M. & E. Vázquez-Suñé, 1995. Hidrología de las zonas húmedas de la Ricarda (Delta del Llobregat). In: Gurguí, A. & J. Gomà (eds). *Curso internacional de Hidrología Subterránea*, Barcelona.
- Jeppesen, E., J.P. Jensen, M. Søndergaard, T. Lauridsen, L.J. Pedersen & L. Jensen, 1997. Top-down control in freshwater lakes: the role of nutrient state, submerged macrophytes and water depth. *Hydrobiologia* 342:151-164.
- Jeppesen, E., M. Søndergaard & K. Christoffersen, 1998. *The structuring role of submerged macrophytes in lakes*. Springer, New York.
- Jeppesen, E., M. Søndergaard, A.R. Pedersen, K. Jürgens, A. Strzelczak, T.L. Lauridsen & L.S. Johansson, 2007. Salinity induced regime shift in shallow brackish lagoons. *Ecosystems* 10:47-57.
- Kefford, B.J., C.G. Palmer, L. Pakhomova & D. Nuggeoda, 2004. Comparing different approaches to measuring the salinity tolerance of freshwater invertebrates. *Water SA* 30:499-506.
- Kefford, B.J., E.J. Fields, D. Nuggeoda & C. Clay, 2007. The salinity tolerance of riverine microinvertebrates from the southern Murray Darling Basin. *Marine and Freshwater Research* 58:1019-1031.
- Kjerfve, B., 1986. Comparative oceanography of coastal lagoons In: Wolfe, D. A. (ed), *Estuarine Variability*. Academic Press, New York: 63-81.
- Kornijów, R., & T. Kairesalo, 1994. A simple apparatus for sampling epiphytic communities associated with emergent macrophytes. *Hydrobiologia* 294:141-143.
- Levin, L.A., D.F. Boesch, A. Covich, C. Dahm, C. Erséus, K.C. Ewel, R.T. Kneib, A. Moldenke, M.A. Palmer, P. Snelgrove, D. Strayer & J.M. Weslawski, 2001. The function of marine critical transition zones and the importance of sediment biodiversity. *Ecosystems* 4:430-451.
- Llorente, G., 2005. Seguiment de paràmetres biològics i detecció de bioindicadors de l'estat del sistema al llarg del període de creació de noves infraestructures al Delta del Llobregat (2003-2005). Informe inèdit. Barcelona, Spain.

Lotze, H.K., H.S. Lenihan, B.J. Bourque, R.H. Bradbury, R.G. Cooke, M.C. Kay, S.M. Kidwell, M.X. Kirby, C.H. Peterson & J.B.C. Jackson, 2006. Depletion, degradation, and recovery potential of estuaries and coastal seas. *Science American Association for the Advancement of Science* 312:1806-1809.

Lovvorn, J.R., W.M. Wollheim & E.A. Hart, 1999. High Plains Wetlands of Southeast Wyoming: Salinity, Vegetation and Invertebrate Communities In: Darol P. Batzer, Rusell B. Rader, & S. A. Wissinger (eds) *Invertebrates in Freshwater Wetlands of North America: Ecology and Managment.* : 603–635.

McLusky, D.S. & M. Elliott, 2004. *The estuarine ecosystem: ecology, threats and management.* Oxford University Press.

Mount, D.R., D.D. Gulley, J.R. Hockett, T.D. Garrison & J.M. Evans, 1997. Statistical models to predict the toxicity of major ions to *Ceriodaphnia dubia*, *Daphnia magna* and *Pimephales promelas* (fathead minnows). *Environmental Toxicology and Chemistry* 16:2009-2019.

Newton, A., T.J.B. Carruthers & J. Icely, 2012. The coastal syndromes and hotspots on the coast. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 96:39-47.

Noordhuis, R., D.T. van der Molen & M.S. van den Berg, 2002. Response of herbivorous water-birds to the return of Chara in Lake Veluwemeer, The Netherlands. *Aquatic Botany Elsevier* 72:349-367.

Orozco, A., J. Cadevall, V. Bros, E. Hernández, J. Nebot & F. Uribe, 2001. Inventari dels Mol·luscs d'aigua dolça de la Ricarda-ca l'Arana. (El Prat de Llobregat, Delta del Llobregat). *Spartina: butlletí naturalista del delta del Llobregat* 4.

Penttinen, O.P. & I.J. Holopainen, 1995. Physiological energetics of a midge, *Chironomus riparius* Meigen (Insecta, Diptera): normoxic heat output over the whole life cycle and response of larva to hypoxia and anoxia. *Oecologia* 103:419-424.

Puig, M.A., 1999. *Guía il·lustrada dels macroinvertebrats dels rius catalans.* Generalitat de Catalunya.

Real, M., M. Rieradevall & N. Prat, 2000. *Chironomus* species (Diptera: Chironomidae) in the profundal benthos of Spanish reservoirs and lakes: factors affecting distribution patterns. *Freshwater Biology* 43:1-18.

Roselli, L., M. Cañedo-Argüelles, P. Costa Goela, S. Cristina, M. Rieradevall, R. D'Adamo & A. Newton, 2013. Do physiography and hydrology determine the physico-chemical properties and trophic status of coastal lagoons? A comparative approach. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 117:29-36.

Santaefemia, X., 2009. *Avifauna nidificant a Cal Tet.* Anys 2003-2009.

Scheffer, M., S.H. Hosper, M.L. Meijer, B. Moss & E. Jeppesen, 1993. Alternative Equilibria in Shallow Lakes. *Trends in Ecology & Evolution* 8:275-279.

Scheffer, M. & E. Jeppesen, 2007. Regime shifts in shallow lakes. *Ecosystems* 10:1-3.

Seguí, J.M., & C. Pérez, 2006. Valoració de l'interès Botànic de l'Estany de Cal Tet, un hàbitat de nova creació al delta del Llobregat. *Spartina: butlletí naturalista del delta del Llobregat* 5: 1–15.

Seguí, J.M. & N. Flor-Arnau, 2009. Estat de les poblacions de macròfits al delta i la seva relació amb la terbolesa i l'absència d'organismes aliens a la biocenosi original. Any 2009.

Seguí, J.M. & N. Flor-Arnau, 2010. Estat de les poblacions de macròfits al delta i la seva relació amb la terbolesa i l'absència d'organismes aliens a la biocenosi original. Any 2010.

Seguí, J.M. & N. Flor-Arnau, 2011. Estat de les poblacions de macròfits al delta i la seva relació amb la terbolesa i l'absència d'organismes aliens a la biocenosi original. Any 2011.

Seguí, J.M. & N. Flor-Arnau, 2012. Estat de les poblacions de macròfits al delta i la seva relació amb la terbolesa i l'absència d'organismes aliens a la biocenosi original. Any 2012.

Seguí, J.M. & N. Flor-Arnau, 2013. Estat de les poblacions de macròfits al delta i la seva relació amb la terbolesa i l'absència d'organismes aliens a la biocenosi original. Any 2013.

Seguí, J.M. & N. Flor-Arnau, 2014. Estat de les poblacions de macròfits al delta i la seva relació amb la terbolesa i l'absència d'organismes aliens a la biocenosi original. Any 2014.

Seguí, J.M. & N. Flor-Arnau, 2015. Estat de les poblacions de macròfits al delta i la seva relació amb la terbolesa i l'absència d'organismes aliens a la biocenosi original. Any 2015.

Seguí, J.M. & N. Flor-Arnau, 2016. Estat de les poblacions de macròfits al delta i la seva relació amb la terbolesa i l'absència d'organismes aliens a la biocenosi original. Any 2016.

Stief, P., L. Nazarova & D. de Beer, 2005. Chimney construction by *Chironomus riparius* larvae in response to hypoxia: microbial implications for freshwater sediments. *Journal of the North American Benthological Society* 24:858-871.

Tachet, H., P. Richoux, M. Ournaud & P. Usseglio-Polatera, 2000. Invertebres d'Eau Douce. Systematique, Biologie, Ecologie (Freshwater Invertebrates. Taxonomy, Biology, Ecology). . CNRS Editions, Paris.

Tett, P., L. Gilpin, H. Svendsen, C.P. Erlandsson, U. Larsson, S. Kratzer, E. Fouilland, C. Janzen, J.Y. Lee, C. Grenz, A. Newton, J.G. Ferreira, T. Fernandes & S. Scory, 2003. Eutrophication and some European waters of restricted exchange. *Continental Shelf Research* 23:1635-1671.

van den Berg, M.S., H. Coops, R. Noordhuis, J. van Schie & J. Simons, 1997. Macroinvertebrate communities in relation to submerged vegetation in two Chara-dominated lakes. *Hydrobiologia* 342/343:143-150.

van den Berg, M.S., M. Scheffer, H. Coops & J. Simons, 1998. The Role of Characean Algae in the Management of Eutrophic Shallow Lakes. *Journal of Phycology* 34:750-756.

van den Berg, M. S., M. Scheffer, E. van Nes & H. Coops, 1999. Dynamics and stability of *Chara* sp. and *Potamogeton pectinatus* in a shallow lake changing in eutrophication level. *Hydrobiologia* 408/409:335-342.

Zaldívar, J.M., A.C. Cardoso, P. Viaroli, A. Newton, R. de Wit, C. Ibañez, S. Reizopoulou, F. Somma, A. Razinkovas, A. Basset, M. Holmer, & N. Murray, 2008. Eutrophication in transitional waters: an overview. *Transitional Waters Monographs* 1:11-78.

Acciones de gestión y restauración de las lagunas costeras confinadas mediterráneas en los humedales del Empordà y del Baix Ter

Xavier D. Quintana^{1*}, Dani Boix¹, Xavier Casamitjana², Àgata Colomer³, Jordi Compte¹, David Cunillera-Montcusí¹, Stéphanie Gascón¹, Frederic Gich⁴, Anna Menció⁵, Mònica Martinoy⁶, Jordi Montaner⁷, Josep Pascual³, Jordi Sala¹, Joan Solà⁷, Irene Tornero¹

¹ GRECO, Instituto de Ecología Acuática, Universidad de Girona

² Departamento de Física, Universidad de Girona

³ Ayuntamiento de Torroella de Montgrí-L'Estartit, Girona

⁴ Grupo de Ecología Microbiana Molecular (gEMM), Instituto de Ecología Acuática, Universidad de Girona

⁵ Grup de Geologia Ambiental i Aplicada (GAiA), Departamento de Ciencias Ambientales, Universidad de Girona

⁶ Servicio de Control de Mosquitos de la Bahía de Roses y del Baix Ter

⁷ Geoservei, Projectes i Gestió Ambiental, SL

* Correo electrónico: xavier.quintana@udg.edu.

1. Introducción

En la costa de Girona (NE de la Península Ibérica) hay varios humedales asociados con la degradación deltaica del río Ter (humedales del Baix Ter) y de los ríos Muga y Fluvià (humedales del Alt Empordà). Entre las masas de agua costeras con más o menos influencia de agua dulce, existen algunas lagunas costeras salobres o incluso hiperhalinas, donde las entradas continuadas de agua dulce superficial son inexistentes o muy escasas. La hidrología de estos ecosistemas salobres se encuentra altamente determinada por el mar, aunque están separadas de este durante la mayor parte del año, ya que la baja oscilación de la marea en esta zona afecta poco el nivel de agua de las lagunas. Debido a su aislamiento de las entradas superficiales de agua dulce y marina, se definen como lagunas costeras confinadas. Su hidrología está dominada por entradas puntuales durante los temporales de mar o las inundaciones de agua dulce, seguidas de largos períodos de confinamiento, sin entradas de agua superficiales cuando las lagunas tienden a secarse y a aumentar su salinidad (Quintana et al., 1998; Quintana, 2002; Badosa et al., 2006).

Hoy en día, las lagunas costeras confinadas en la costa de Girona son escasas, limitadas a los dos núcleos citados (humedales del Alt Empordà y del Baix Ter), ambos incluidos en la red Natura 2000. Sin embargo, es muy probable que este tipo de ecosistemas fuera mucho más abundante en el pasado, no solo en Girona, sino también en otras zonas de la llanura inundable a lo largo de la costa mediterránea (Britton & Crivelli, 1993; Quintana & Marí, 2004; Quintana et al., 2009). La mayoría de estas masas de agua fueron desecadas y sustituidas por urbanizaciones con propósitos turísticos durante la segunda mitad del siglo XX (Figuras 1 y 2). Los factores que probablemente facilitaron este hecho fueron su ubicación, inmediatamente posterior a la banda de dunas costeras, y la forma relativamente fácil de desecarlas (ya que son aguas poco profundas, que no se alimentan por entradas continuadas de agua). Así, las lagunas costeras confinadas son probablemente uno de los ecosistemas acuáticos costeros que han sufrido más reducción y degradación debido al desarrollo humano en la costa mediterránea.

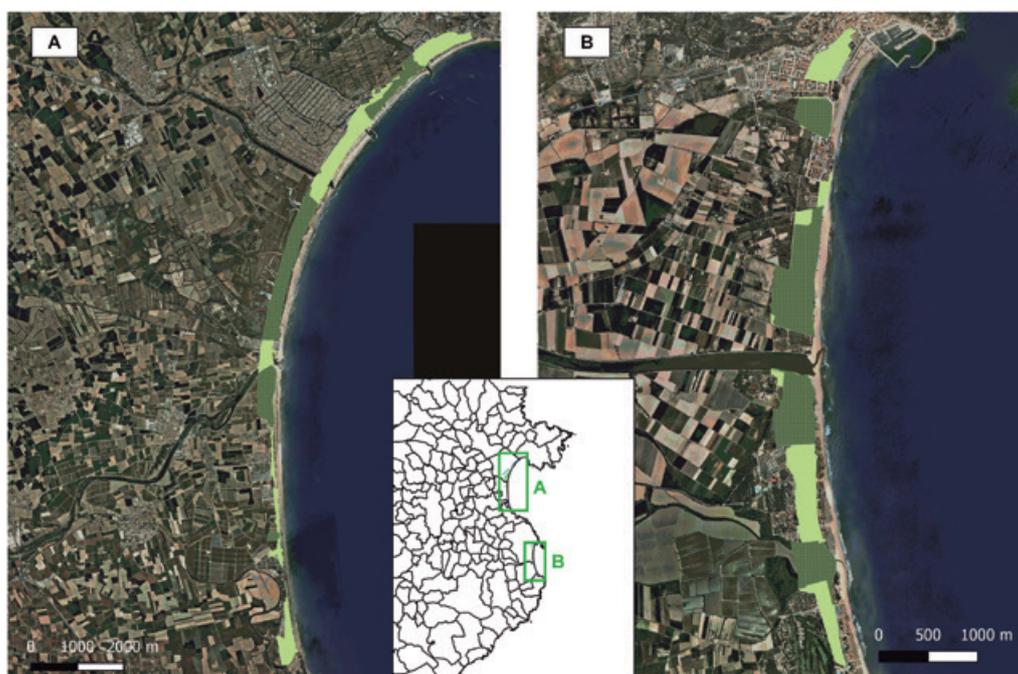


Figura 1: Mapa que muestra las actuales (verde oscuro) lagunas costeras confinadas cerca de la costa de Girona (primeros 100 m) y los probables ecosistemas costeros existentes en 1950 (verde claro) y desaparecidos durante la segunda mitad del siglo XX.



Figura 2: Comparación de una vista general del núcleo urbano de L'Estartit (Baix Ter) hacia 1925 (arriba) y en 2015 (abajo). A indica la posición de un edificio representativo (Casa Saliati) como referencia; B es la posición de una laguna costera confinada, que hoy en día ha sido sustituida por una rotonda; C es la antigua marisma que rodeaba esta laguna, también desaparecida y sustituida por edificios. Fotos: Museu de la Mediterrània y Josep Pascual.

Las lagunas costeras confinadas que todavía existen conservan las características hidrológicas naturales basadas en un patrón de inundación-confinamiento que, a su vez, determina la dinámica de nutrientes y la composición de las especies en estos hábitats. Debido a la inundación irregular, las fluctuaciones del nivel del agua son intensas (Figura 3), como es característico de los ecosistemas acuáticos

mediterráneos (Alvarez-Cobelas et al., 2005; Beklioglu et al., 2007). Las fluctuaciones en la salinidad son también importantes, dependiendo de la cantidad relativa de entradas de agua marina y dulce (Tabla 1). En la mayoría de los ecosistemas costeros del Mediterráneo, la hidrología sufre fuertes modificaciones antrópicas para el abastecimiento de riego o la evacuación de aguas residuales (Britton & Crivelli, 1993; Morón & González, 1996; Gönenç & Wolflin, 2005). Este no es el caso de los ecosistemas costeros confinados, ya que su hidrología se ve menos afectada por las actividades humanas. En consecuencia, las lagunas costeras confinadas aún conservan varias especies particularmente adaptadas a estas condiciones hidrológicas características, especies que están en fuerte regresión debido a la rápida desaparición de estos ambientes durante las últimas décadas (Gosálbez et al., 1994; Quintana & Marí, 2004; Gesti, 2006; Quintana et al., 2009). La Comisión Europea ha reconocido la importancia de los hábitats que aparecen en estos ambientes, incluyendo la mayoría de ellos en la Directiva de Hábitats (92/43/CEE). Algunos ejemplos de hábitats enumerados en la presente Directiva con presencia relevante en ecosistemas costeros confinados son hábitats de *Salicornia* y otras especies anuales colonizadoras de arenas fangosas (Hábitat 1310); pastizales salinos mediterráneos de *Juncetalia maritimi* (Hábitat 1410); matorrales halófilos mediterráneos y termoatlánticos de *Arthrocnemum fruticosae* (Hábitat 1420); y, por último, las lagunas costeras (Hábitat 1150), que se definen como un tipo de hábitat prioritario. Por lo tanto, la conservación de estos ambientes es esencial en un contexto de conservación de la biodiversidad global en Europa.

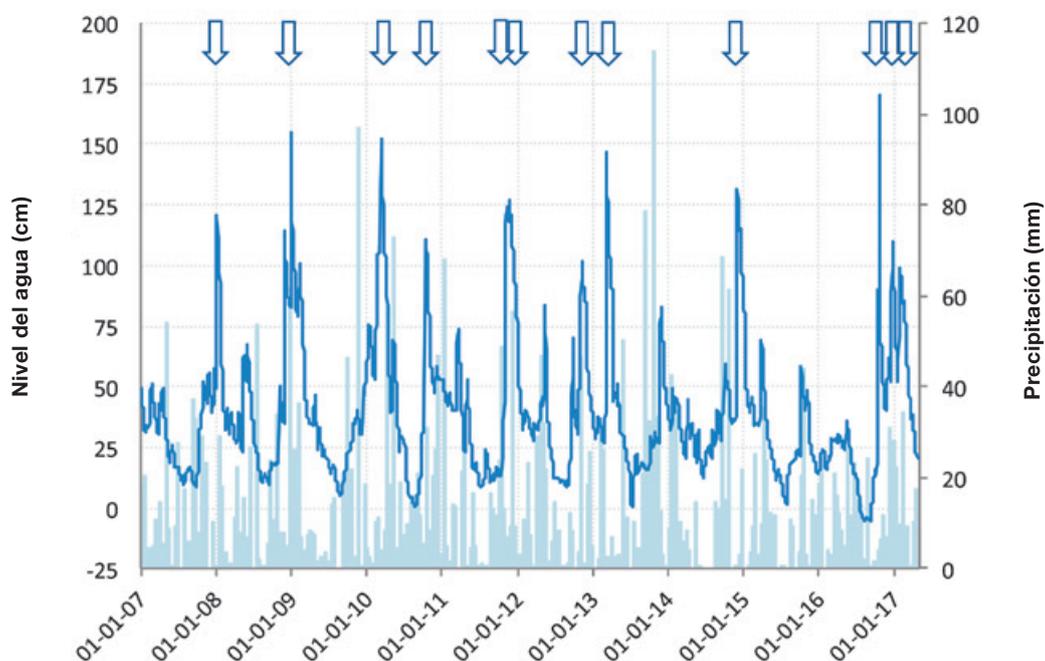


Figura 3: Variaciones en el nivel de agua en la laguna de Fra Ramon (*Aiguamolls del Baix Ter*) durante 11 ciclos hidrológicos. El nivel del agua es la cota sobre el nivel del mar de la superficie del agua. El nivel de agua cero corresponde al nivel medio del mar en la zona entre 1990 y 1995. Las barras representan la precipitación (en mm). Los niveles más altos de agua coinciden con los temporales de mar (flechas).

Área	Masa de agua	Período	Conductividad (EC ₂₅)	NO ₃ ⁻ (µM)	SRP (µM)	Total N (µM)	Total P (µM)	Clorofila (µg·L ⁻¹)	Referencias	
Aiguamolls del Alt Empordà	Connectada	1989/91	34.7 (16.0-51.2)	1.19 (0-9.8)	1.64 (0-5.74)	ND	ND	8.24 (0.25-52)	Quintana et al. (1998)	
	Bassa Tamaríu	1989/91	25.4 (6.3-41.0)	1.25 (0-8.4)	0.82 (0-2.94)	ND	ND	13.3 (0.25-96)		
	Connectada	1996/98	31.5 (4.4-79.0)	7.19 (0-203)	1.76 (0-46.2)	123.8 (16-616)	4.66 (0.85-46)	12.6 (0.58-120)	Bruçet et al. (2005)	
	Bassa Tamaríu	1996/98	34.9 (4.4-64.0)	3.23 (0-149)	0.90 (0-34.6)	153.1 (46-380)	4.44 (0.63-36)	16.6 (0.46-131)		
	Litoral	1996/98	32.7 (1.2-89.7)	12.1 (0-428)	7.73 (0-73.5)	213.5 (44-1005)	20.3 (0.9-182)	19.6 (0.83-164)		
	Rogera	1996/98	24.3 (6.0-66.1)	8.35 (0-194)	1.92 (0-24.3)	135.3 (45-380)	4.02 (0.59-18)	25.7 (3.34-109)		
	Estany d'en Túries	1996/98	31.4 (6.3-81.4)	6.37 (0-37.3)	3.98 (0-49.6)	186.5 (45-555)	9.43 (0.65-48)	18.0 (0.28-131)		
	Fra Ramon	2002/03	41.9 (15-68.3)	1.52 (0.22-6)	0.57 (0-1.54)	223 (78-357)	10.23 (3.74-26)	19.75 (0-137)		Badosa et al. (2006)
	Bassa Pi	2002/03	60.3 (2.5-129)	12.9 (0-126)	2.78 (0.6-6.3)	432 (170-677)	27.7 (3.15-99)	44.8 (0-204)		
	Pletera G02 ⁽¹⁾	2002/03	31.3 (8.3-56.4)	4.21 (0-34.7)	0.92 (0-3.86)	145 (73-220)	4.48 (1.35-9.9)	5.62 (0-30.8)		Este estudio
Fra Ramon	2016/17	63.9 (32.6-91.5)	1.48 (0.28-2.69)	1.60 (0.2-5.65)	418 (3.57-786)	9.21 (1.95-21.7)	ND			
Bassa Pi	2016/17	87.1 (12.8-193)	2.87 (1.6-28.4)	2.97 (0.3-12)	943 (188-2257)	12.34 (0.99-25.5)	ND			
Pletera G02 ⁽¹⁾	2016/17	47.5 (19.2-84.4)	1.44 (0.2-1.79)	1.30 (0.2-4.93)	297 (3.57-739)	6.54 (0.92-16.6)	ND			
Pletera M03 ⁽²⁾	2016/17	57.1 (23.5-114)	1.44 (0.21-1.64)	0.39 (0.1-1.18)	323 (3.57-866)	5.86 (2.4-19.22)	ND			

Tabla 1: Media y rango (entre paréntesis) de conductividad y nutrientes de algunas lagunas costeras confinadas (aguas superficiales) en los Aiguamolls de L'Alt Empordà y del Baix Ter. SRP, fósforo reactivo soluble. ⁽¹⁾Laguna artificial creada en 2016 en el marco del proyecto life LIFE13NAT/ES/001001. ⁽²⁾Laguna artificial creada en 2016 en el marco del proyecto life LIFE13NAT/ES/001001. ND – datos no disponibles.

2. Características ecológicas de las lagunas costeras confinadas y marismas asociadas

2.1. Hidrología

La hidrología basada en un patrón de inundación-confinamiento es una de las principales características de estos ecosistemas. En estas lagunas, las principales entradas se producen durante los temporales, cuando tienen lugar no solo entradas superficiales sino también subsuperficiales y de agua subterránea. Estos episodios se restringen a muy pocos días, y coinciden con temporales de mar o fuertes inundaciones. Después, las lagunas permanecen desconectadas del mar y de cualquier fuente superficial de agua dulce. Como es típico del clima mediterráneo, las inundaciones ocurren al azar a lo largo del año sin un patrón estacional claro, excepto que son más frecuentes en invierno y especialmente raras en verano. La frecuencia anual de los temporales de mar también es variable y ha aumentado durante las últimas décadas, de 2-3 por año durante los años 70 a 5-6 por año en la primera década del siglo XXI (Pascual et al., 2012). No hay más entradas de agua superficiales que sean significativas aparte de las inundaciones, pero las entradas de agua subterránea alimentan las lagunas durante más tiempo (1-2 meses después de la inundación, dependiendo de su intensidad). Las aportaciones de agua subterránea son muy importantes en este sistema, ya que permiten la persistencia de estas lagunas durante los períodos secos. Estas entradas consisten en una mezcla de agua continental y marina subterránea, que puede suponer, por ejemplo, entre el 20 y 60% de agua dulce en la laguna de Fra Ramon (Menció et al., 2017).

La mayor parte del año estas lagunas permanecen confinadas, con entradas muy reducidas de agua superficial y subterránea, especialmente en verano (Figura 4). Durante el confinamiento, el nivel del agua disminuye y la salinidad aumenta debido a la evaporación. El grado de confinamiento, junto con la mezcla de agua de mar, agua dulce y agua subterránea, determina la salinidad de las lagunas. La salinidad oscila generalmente entre salobre (conductividad cercana a $20 \text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$) a hiperhalina (más de $60 \text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$), pero también se registran valores extremos de <1 y $>120 \text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$ (Tabla 1). Puede aparecer un alto grado de estratificación de la salinidad a baja profundidad durante las aportaciones de agua subterránea que tiende a desaparecer con el confinamiento (Figura 5). Así, son características de este tipo de lagunas no solo una alta salinidad sino también su alta variabilidad temporal y espacial (Quintana et al., 1998; Bruce et al., 2005; Badosa et al., 2006).

2.2. Dinámica de nutrientes

El patrón de inundación-confinamiento determina la dinámica de nutrientes, que está más relacionada con los procesos endógenos que con los aportes externos de nutrientes, como es característico de los ecosistemas costeros cerrados (Gilbert et al., 2010). Durante el confinamiento, las lagunas concentran la materia orgánica y los nutrientes totales, que son especialmente altos en verano (Tabla 1). Sin embargo, se observan patrones diferentes en nutrientes inorgánicos (Quintana et al., 1998; Badosa et al., 2006; López-Flores et al., 2006a, 2014): mientras que el fosfato tiende a acumularse con el confinamiento como la materia orgánica, las formas inorgánicas de nitrógeno se incrementan con las inundaciones, pero desaparecen rápidamente con el confinamiento (Figura 6). López-Flores et al. (2014) observaron que las tasas de desnitrificación son siempre superiores a las de nitrificación, lo que resulta en una pérdida neta de nitrógeno inorgánico si los aportes externos de nitrógeno no lo compensan.

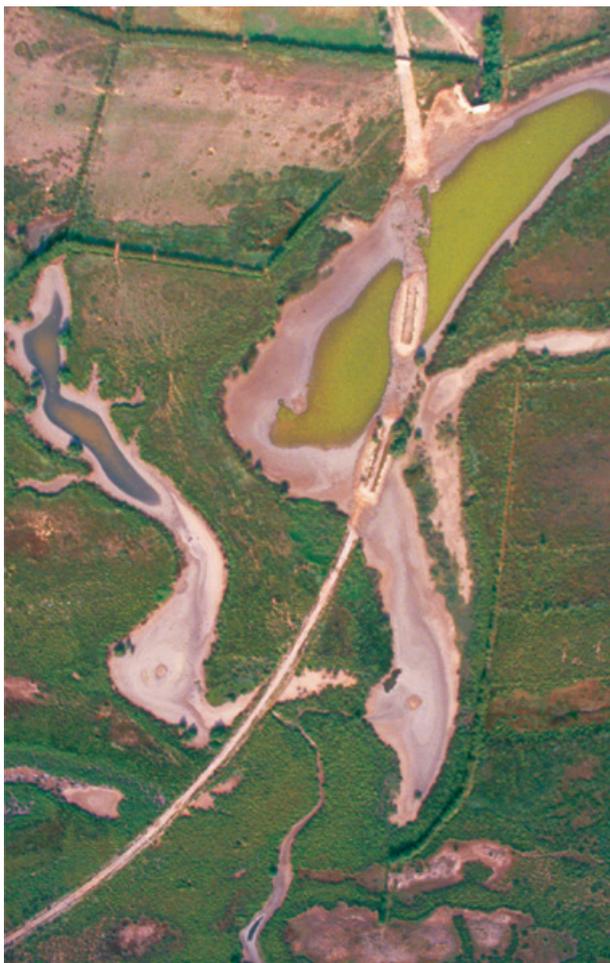


Figura 4: Vista aérea de las lagunas costeras de los Estany d'en Túrries (Aiguamolls de L'Alt Empordà) en el período anterior a la desecación, cuando el confinamiento es máximo. Foto: Parc Natural dels Aiguamolls de l'Empordà.

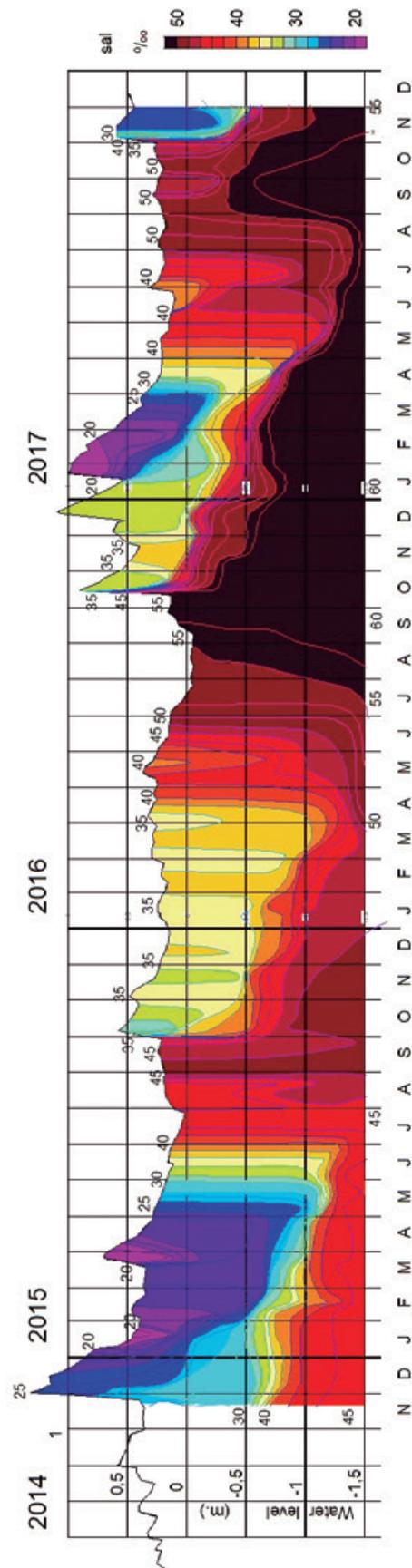


Figura 5: Isolíneas de salinidad (‰) en la laguna de Fra Ramon (Aiguamolls del Baix Ter) a lo largo de varios ciclos anuales (2014-2017). El eje y representa la cota de la superficie del agua de la laguna (metros sobre el promedio del nivel del mar en la zona entre 1990 y 1995). La figura también muestra la estratificación en invierno debido a los aportes de agua subterránea y el aumento uniforme de la salinidad durante el verano debido al confinamiento.

Así, el equilibrio entre los procesos de nitrificación y desnitrificación puede explicar estas pérdidas de nitrógeno. Este patrón afecta a todas las formas inorgánicas de nitrógeno, ya que las formas reducidas de nitrógeno (como el amonio generado por mineralización de la materia orgánica) se oxidan primero a nitrato mediante nitrificación, pero luego se pierden a la atmósfera por medio de la desnitrificación. Al contrario, el fosfato se diluye durante las inundaciones y tiende a concentrarse durante el confinamiento. La acumulación simultánea de fosfato y la pérdida de nitrógeno inorgánico dan lugar a ratios N/P especialmente bajas, lo que se ha definido como confinamiento diferencial de nutrientes (Quintana et al., 1998). Su consecuencia es la limitación de nitrógeno para el crecimiento del fitoplancton (López-Flores et al., 2006a, 2014). También se han encontrado diferencias similares en la acumulación de otros compuestos conservativos y no conservativos: algunos pesticidas persistentes y metales pesados tienden a concentrarse durante el confinamiento, mientras que algunos plaguicidas más degradables aparecen solo cuando la tasa de renovación del agua es alta debido a la escorrentía (López Flores Et al., 2003; Salvadó et al., 2006).

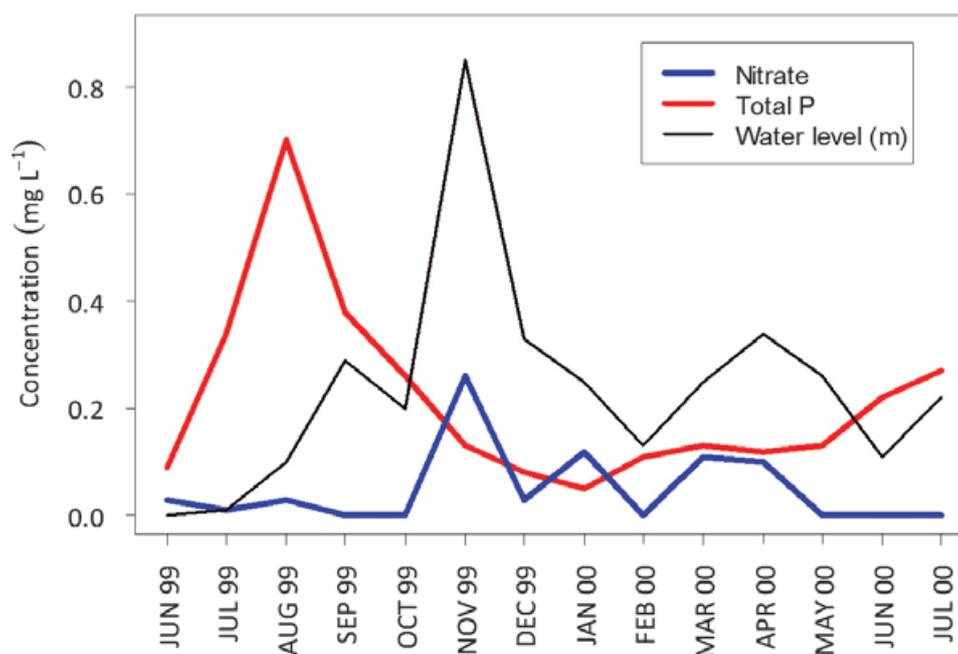


Figura 6: Variaciones en la concentración de nitrato y fósforo total en la laguna de Fra Ramon (*Aiguamolls del Baix Ter*) durante un ciclo anual. Adaptado de Badosa et al. (2006).

2.3. Estructura de la comunidad

Las fluctuaciones del nivel del agua, la variabilidad de la salinidad y la dinámica de nutrientes resultante del patrón de inundación-confinamiento condicionan la composición de las especies y la estructura de la comunidad en lagunas costeras confinadas (Brucet et al., 2005; Gascón et al., 2006; López-Flores et al., 2006b; Quintana et al., 2006). Aunque pueden llegar muchas especies marinas o de agua dulce durante las inundaciones, solo alcanzan poblaciones estables unas pocas especies eurihalinas que toleran las condiciones adversas encontradas en estos hábitats. Por lo tanto, algunos compartimentos de la estructura trófica se encuentran frecuentemente colonizados por asociaciones casi mono-específicas. Es el caso de los macrófitos, dominados por una sola especie del género *Ruppia* (Gesti,

2006), que adapta su comportamiento reproductivo según crezca en áreas de inundación temporal o permanente (Gesti et al., 2005). La vegetación circundante a las lagunas también está compuesta por pocas especies que toleran la inundación con agua salina, como *Salicornia patula*, *Sarcocornia frutescens*, *Juncus acutus*, *J. maritimus* y *Halimione portulacoides*, organizadas en un gradiente topográfico, dependiendo de su tolerancia a la duración de las inundaciones (Gesti, 2006). La falta de nitrógeno inorgánico en el agua condiciona las especies de fitoplancton. Así, dominan la composición de especies de productores primarios planctónicos las cianobacterias unicelulares tipo *Synechococcus*, que pueden fijar el nitrógeno atmosférico, o las especies mixótrofas, tales como dinoflagelados, haptofitos o criptófitos, que pueden incorporar nitrógeno mediante el consumo de bacterias. Los organismos más dependientes del nitrógeno inorgánico disuelto, como las diatomeas o las clorofitas, son escasos (Quintana & Moreno-Amich, 2002; López-Flores et al., 2009, 2014). Tradicionalmente se ha estudiado poco la estructura de la comunidad microbiana en las lagunas costeras mediterráneas. Como revela un estudio reciente (Frederic Gich, datos no publicados), el gen funcional bacteriano *nosZ* involucrado en la última etapa enzimática de desnitrificación y el gen funcional *nrfA* implicado en la reducción desasimilatoria del nitrato a amonio (DNRA) están presentes en varias lagunas del Baix Ter en números similares de copias génicas (de 10^4 a 10^7 números de copias del gen/ml). Así, se demuestra el potencial genético de la comunidad para reducir el nitrato a nitrógeno gaseoso o amonio. Dado que se favorece la DNRA cuando existe una alta disponibilidad de materia orgánica en relación con el nitrato (Fazzolari et al., 1998; Nizzoli et al., 2010), podemos considerar que la amonificación tendría importancia durante los períodos de confinamiento. Entonces, los restos de plantas circundantes que contienen macromoléculas nitrogenadas, tales como ácidos nucleicos, proteínas y aminoazúcares, serían degradados a amonio en condiciones anóxicas, mientras que la desnitrificación sería predominante después de las aportaciones de agua dulce con nitrato.

La ausencia de peces en las lagunas temporales o semipermanentes hace que las dominancias de diferentes especies de invertebrados se sucedan a lo largo del tiempo según el gradiente de inundación-confinamiento. Los rotíferos (*Synchaeta* spp.) dominan en períodos de inundación, pero son sustituidos por copépodos calanoides (principalmente *Eurytemora velox* i *Calanipeda aquaedulcis*) en condiciones estables. Cuando el nivel de agua se acerca a la desecación aparecen rotíferos (*Brachionus* spp.), anfípodos (*Gammarus aequicauda*) o medusas (*Odessia maeotica*), dependiendo del estado trófico (Figura 7). Los cladóceros se encuentran ausentes o son muy escasos. Las dominancias de calanoides que superan el 90% del total de individuos se mantienen durante semanas o incluso meses si no se interrumpen las condiciones estables por ninguna perturbación hidrológica (Brucet et al., 2005). Durante las dominancias de calanoides, el tamaño corporal se convierte en un factor importante en la estructuración de la comunidad de invertebrados acuáticos (Brucet et al., 2006): adultos y estadios juveniles de la misma especie desempeñan un papel trófico diferente, de modo que la competencia intraespecífica se reduce cuando hay poca disponibilidad de nutrientes (Brucet et al., 2008; Quintana et al., 2015). La estructura de la comunidad bentónica no depende tanto del patrón temporal de inundación-confinamiento (Gascón et al., 2005). Mientras que el zooplancton es similar en diferentes masas de agua, pero con una alta variabilidad temporal, los macroinvertebrados bentónicos dependen más de variables relacionadas con la distribución espacial, como la permanencia de agua o la granulometría del sustrato (Gascón et al., 2007).

Una de las especies de peces más características de las lagunas costeras confinadas es el fartet (*Aphanius iberus*), un pez ciprinodóntido en peligro de extinción, endémico de la Península Ibérica, incluido en el anexo I de la Directiva Hábitats (Doadrio et al., 2011).

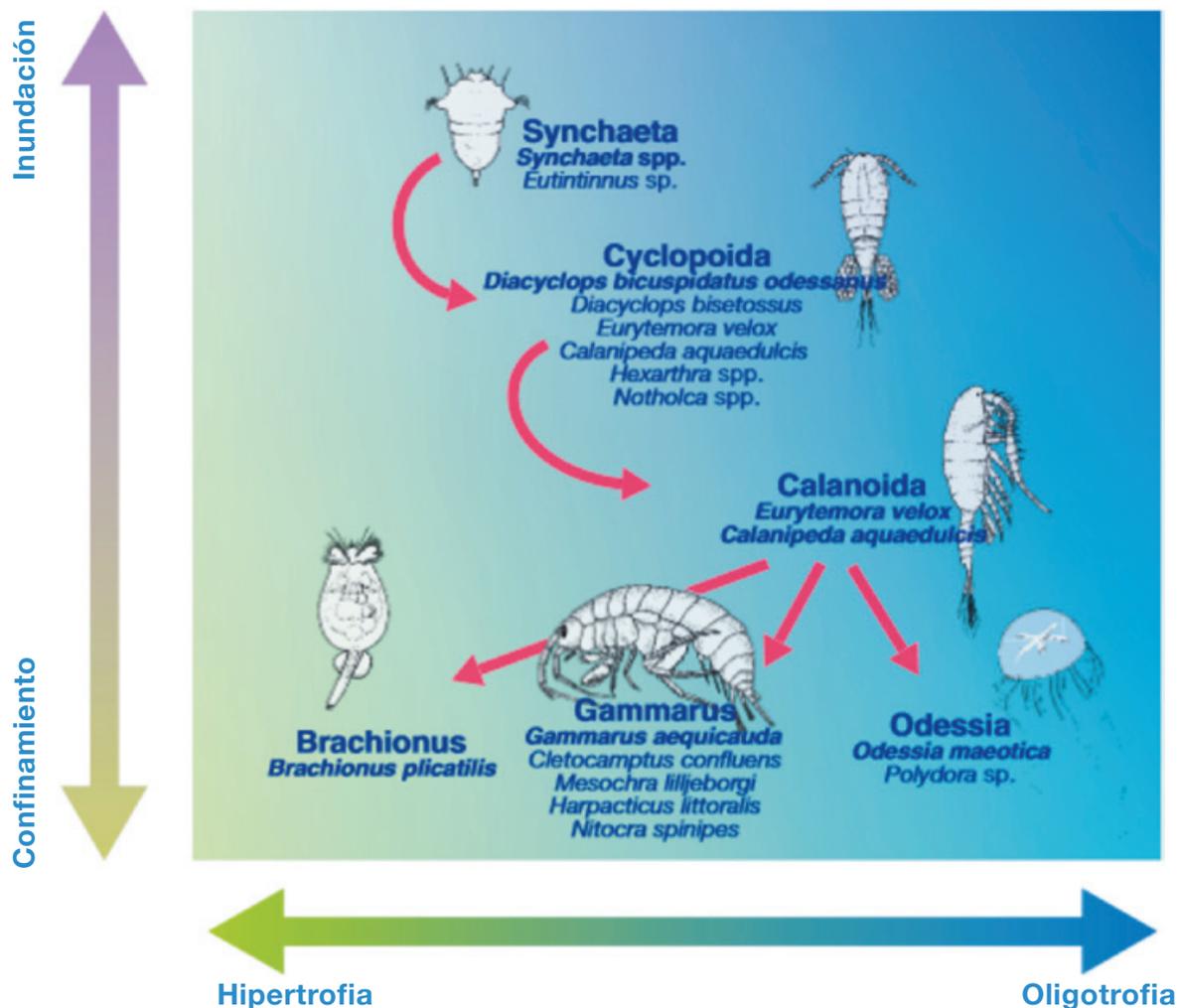


Figura 7: Modelo conceptual de la sucesión del plancton en lagunas costeras confinadas sin peces. Dibujo de J. Corbera reproducido de Boix et al. (2015) con permiso.

Las poblaciones monoespecíficas densas del fartet son comunes en las comunidades de peces, especialmente durante el confinamiento, cuando el nivel de agua es el más bajo y los peces se concentran en los refugios de agua permanente (Moreno-Amich et al., 1999). El fartet se adapta a las condiciones fluctuantes de estas aguas, puesto que tolera un amplio rango de salinidad. También actúa como un depredador clave, originando una cascada trófica basada en el tamaño corporal (Compte et al., 2012), lo que provoca un aumento en la transparencia del agua y de la densidad de macrófitos. Además de la reducción del hábitat, uno de los principales problemas de la conservación del fartet es la presencia de la gambusia (*Gambusia holbrooki*), una especie invasora norteamericana, introducida en el área mediterránea a principios del siglo XX con el fin de controlar los mosquitos y la malaria (Doadrio et al., 2011). En la actualidad, debido a la presencia de la gambusia, el fartet es relegado a hábitats con altas fluctuaciones de salinidad que limitan el éxito invasivo de la gambusia (Alcaraz & Garcia-Berthou, 2007; Ruiz-Navarro et al., 2011).

3. Gestión y restauración de lagunas costeras confinadas

3.1. Regulación del flujo en las marismas del Alt Empordà y sus consecuencias ecológicas

En 1989, pocos años después de la creación del Parque Natural de los *Aiguamolls de L'Empordà* en los *Aiguamolls* de L'Alt Empordà, los responsables del nuevo parque decidieron aumentar la duración de la inundación en la marisma. Los argumentos eran claros: en la década de 1950 se construyó un canal de drenaje para drenar la marisma y reducir la duración de la inundación; más tarde, en los años 70, se propuso una urbanización en la zona, a la que puso fin un fuerte rechazo popular contra la destrucción de estos humedales. Por lo tanto, con la creación del Parque Natural llegaba el momento de recuperar la superficie de inundación. Con este propósito, los gestores del parque instalaron una compuerta en el canal de drenaje construido en los años 50, desviando así las entradas de agua dulce superficiales a las lagunas costeras confinadas. Debido a esta regulación del flujo, las inundaciones superficiales de agua dulce circulaban principalmente a través de las lagunas costeras en lugar de evacuar directamente al estuario del río Fluvià y al mar (Figura 8). Este cambio en el patrón de inundación causó varios efectos en la dinámica de nutrientes y la composición de las especies de estas lagunas (Quintana et al., 1998, 1999; Bruçet et al., 2005):

- Como era de esperar y deseado, el nivel de agua permaneció más alto que antes, alargando el hidroperíodo en la marisma.
- La salinidad media tendía a disminuir con el aumento de las aportaciones de agua dulce, así como también disminuía la variabilidad de la salinidad.
- Junto con las entradas de agua dulce, hubo un fuerte aumento de las entradas de nitrato, lo que provocó un cambio en la ratio N/P. Una fuerte limitación de N antes de la regulación del flujo ($\text{NO}_3^-/\text{SRP} < 1$) cambió a una alta abundancia de N inorgánico durante la inundación de agua dulce ($\text{NO}_3^-/\text{SRP} > 100$).
- La alta cantidad de nitrato que entraba en un sistema limitado por N provocó una gran eutrofización de las lagunas y causó una mayor frecuencia de los episodios de hipertrofia durante los períodos de confinamiento.
- La composición de las especies cambió drásticamente, con una reducción de especies adaptadas a las condiciones de confinamiento y su sustitución por especies típicas de aguas oligohalinas eutróficas.

Después de ver este efecto negativo, los gestores del parque decidieron cambiar el funcionamiento de la compuerta. En la actualidad, la compuerta se utiliza para controlar el nivel del agua, de manera que evita el drenaje excesivo de la marisma, pero asegura que el exceso de agua dulce fluya directamente al mar y no se desvíe a las lagunas confinadas.

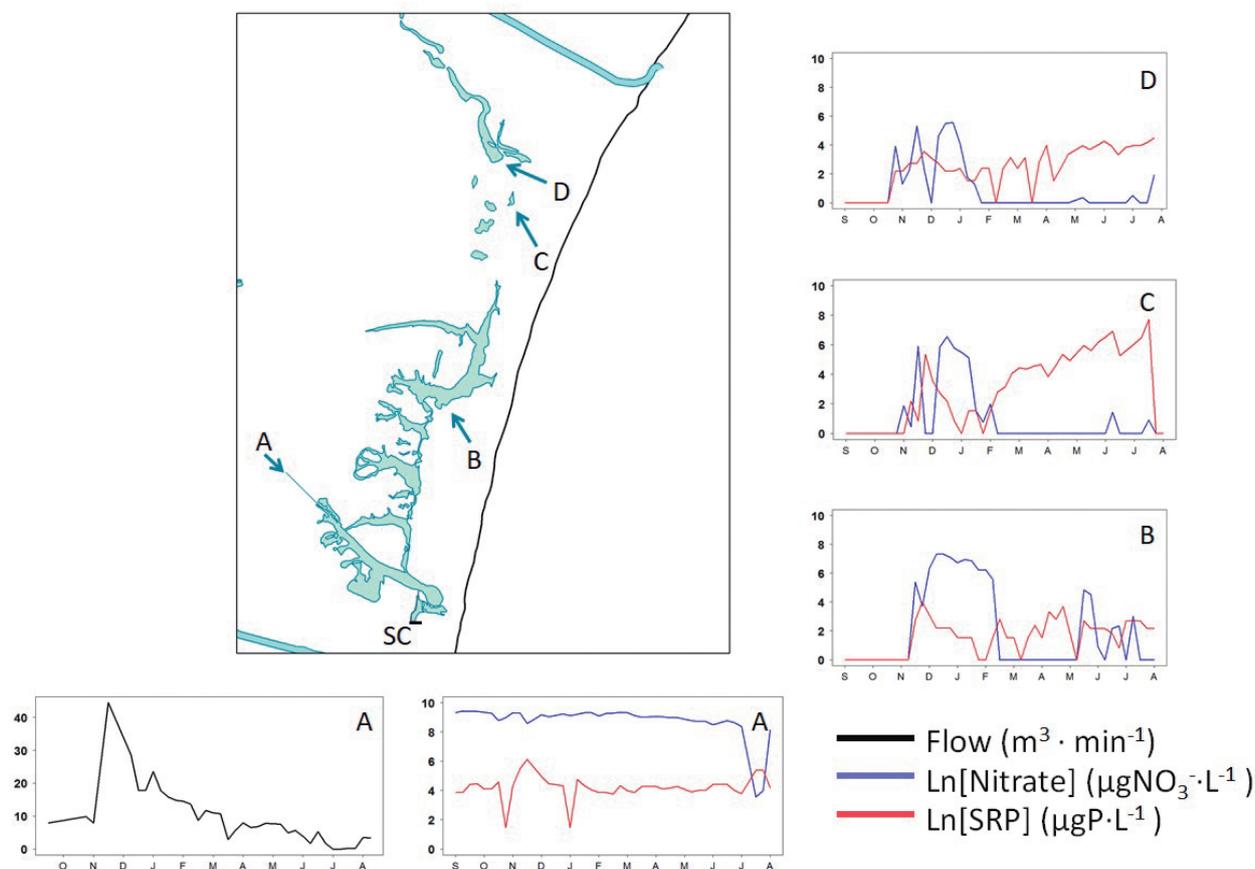


Figura 8: Efectos de la regulación del flujo en los *Aiguamolls* de L'Alt Empordà como consecuencia de la instalación de una compuerta (SC) en el canal de drenaje. La figura también muestra la variación estacional de la entrada de agua dulce a través del Rec Corredor (A) y de las concentraciones de nitrato y SRP en diferentes masas de agua. Aguas de alta ratio N/P del Rec Corredor inundaban las aguas de baja ratio N/P de las lagunas costeras (B, C y D) provocando eutrofización. El nitrato era máximo durante el período de inundación (diciembre-marzo), mientras que el fosfato aumentaba durante el confinamiento, coincidiendo con los episodios de hipertrofia. Adaptado de Quintana et al. (1999).

3.2. Esfuerzos de conservación del fartet

El fartet es un ejemplo de especies afectadas negativamente por la regulación del flujo durante los años 90 en la marisma de L'Alt Empordà (Moreno-Amich et al., 1999). El aumento de la eutrofización, así como la reducción de la salinidad media y de su variabilidad, permitió la propagación de la gamba, más adaptada a las nuevas condiciones de inundación de agua dulce (Rincón, 2002; Alcaraz & García Berthou, 2007; Ruiz Navarro et al., 2011). La gestión actual de la compuerta y la consiguiente reducción del flujo de agua dulce en las lagunas confinadas ha supuesto la recuperación de las poblaciones de fartet en la marisma de L'Alt Empordà.

En la marisma de La Pletera, en los humedales del Baix Ter, se crearon tres nuevas lagunas permanentes en 2002, en el marco de un proyecto Life Nature (Life Ter Vell-Pletera, LIFE99NAT/E/006386). El objetivo del proyecto fue aumentar el número de refugios de población de fartet en esta zona (Quintana & Marí, 2004; Quintana et al., 2009). Las lagunas se repoblaron con cerca de 400 individuos de fartet inmediatamente después de su creación. La repoblación a corto plazo tuvo éxito y la densidad de los fartets aumentó un orden de magnitud por año (Badosa, 2007). Sin embargo, a largo plazo, la densidad de los fartets

disminuyó debido a la llegada de la gambusia, afectando no solo a las lagunas creadas sino también a las naturales (Pou-Rovira, 2009). Una gran inundación de agua dulce causada por fuertes precipitaciones en octubre de 2005 (Pascual et al., 2006) pudo ser la causa de la llegada de la gambusia a las lagunas costeras confinadas de La Pletera. Desde entonces, el fartet y la gambusia coexisten en la zona, con fuertes oscilaciones poblacionales en ambas especies, siendo la gambusia más abundante en las aguas oligohalinas y el fartet en condiciones de altas fluctuaciones de salinidad. Por lo tanto, una salinidad alta y variable es básica para la conservación de las poblaciones de fartet en lagunas donde hay gambusia.

Un aspecto relevante que no se tomó en consideración durante la construcción de las lagunas en 2002 es la importancia del patrón sedimentario y de los aportes de agua subterránea. En la marisma de La Pletera, las aguas subterráneas pueden representar hasta el 80% de la circulación total de agua (Menció et al., 2017). Una capa delgada de sedimento con muy baja permeabilidad situada a poca profundidad (entre 30 y 90 cm de la superficie) dificulta la entrada de agua subterránea salina en las lagunas (Geoservei, 2016). La creación de lagunas en 2002 se basó simplemente en la excavación por debajo del nivel del mar, para asegurar la permanencia del agua durante todo el año. Sin embargo, no se valoró la composición de sustrato, por lo que probablemente la capa impermeable fue eliminada durante las obras. La alta permeabilidad de las nuevas lagunas puede facilitar la entrada de agua subterránea, con una salinidad cercana a los $20 \text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$, lo que permite la persistencia de la gambusia.

3.3. Criterios para la restauración de lagunas costeras confinadas en los aiguamolls del Baix Ter

En los *aiguamolls* del Baix Ter se ha desarrollado un nuevo proyecto de restauración en la marisma de La Pletera (Life Pletera, LIFE13NAT/ES/001001). Esta zona fue afectada por las obras de construcción de una urbanización a finales de los años 80, que luego se interrumpió en los años 90. El objetivo del proyecto ha sido recuperar los valores ecológicos de esta marisma, alterados por las obras de la urbanización. Con este propósito, los restos de la urbanización inacabada (paseo marítimo, accesos, material de relleno, rompeolas y escombros) se han desmantelado y sustituido por un ecosistema costero. Se han creado varias lagunas costeras confinadas rodeadas de la correspondiente vegetación de marisma, separadas del mar por una duna bien constituida (Figura 9). En las excavaciones, se han aplicado cinco criterios para la creación de lagunas y la eliminación de los restos de la urbanización. Su orden era jerárquico, de modo que ninguno de ellos se aplicaba a menos que se cumplieran los criterios anteriores. Estos criterios fueron los siguientes:

1) La conservación de la funcionalidad ecológica del ecosistema costero. La nueva estructura de la marisma restaurada debe garantizar que los procesos ecológicos típicos de las lagunas (descritos en la sección 2) funcionen correctamente en el futuro. Con este fin, el ecosistema restaurado se organizó siguiendo la estructura espacial habitual de los humedales costeros confinados en condiciones naturales, que consiste en las siguientes bandas paralelas a la costa:

- una banda de dunas costeras compuesta de dunas móviles y del frente dunar;
- una banda de gradiente constituida por una zona de mezcla de dunas y marisma;
- una banda de lagunas formada por diversas lagunas confinadas permanentes, distribuidas en paralelo al mar;
- una banda de marisma formada por vegetación halófila que permita el desbordamiento de las lagunas durante las inundaciones.



Figura 9: Vista aérea de la zona restaurada de La Pletera (Aiguamolls del Baix Ter) antes (arriba) i després (abajo) de la restauració.

La hidrología deberá seguir el patrón de inundación-confinamiento sin entradas continuas de agua dulce superficial. Esto mantendrá la dinámica de nutrientes y la estructura de la comunidad características de estos hábitats, como se describe en las secciones 2.2 y 2.3.

2) La mejora de la colonia existente de fartet con la creación de más núcleos de población.

Se tuvieron en cuenta dos aspectos. En primer lugar, varias masas de agua permanentes se mantienen aisladas durante los períodos de confinamiento pero se conectan durante las inundaciones. Esta estructura promueve la diversificación del hábitat y asegura la disponibilidad permanente de refugios adecuados para el fartet, ya sea durante los años secos o húmedos. En segundo lugar, las masas de agua permanentes se construyeron excavando el sedimento por debajo del nivel del mar, pero teniendo en cuenta el patrón sedimentario, y asegurando que la capa impermeable no se eliminara (Geoservei, 2016). Esto facilita una mayor salinidad durante el confinamiento, que es adecuada para la permanencia del fartet (como se comentó en la sección 3.2).

3) La no intervención en áreas que todavía mantienen la vegetación de marisma, ya que el relleno aportado durante el proceso de urbanización no ocupó toda la zona de marisma. Por lo tanto, deben mantenerse las áreas restantes que aún están cubiertas por los hábitats costeros incluidos en la Directiva de Hábitats (como los enumerados en la sección 1).

4) La recuperación de los niveles topográficos existentes antes del proceso de urbanización. Es importante resaltar que este no es el principal criterio de restauración, como sucede en la mayoría de los proyectos de restauración. Significa que no se utilizó la morfología de la marisma original como referencia para la construcción de la nueva morfología y solo se aplica cuando se cumplen los tres criterios anteriores. Tratar de reproducir la morfología antigua no tiene sentido cuando está tan alterada por las obras de construcción de la urbanización. Por otro lado, para crear nuevas masas de agua es mejor aprovechar la existencia de lugares ya alterados que acumulan material externo que debe ser eliminado.

5) El diseño de una nueva distribución topográfica que en el futuro recuerde la existencia de un proceso inacabado de urbanización en la zona. No es el objetivo reproducir una marisma primitiva como si nunca hubiese sido alterada y destruida, sino recordar que hubo un proceso fallido de urbanización y que el ecosistema de marisma no es un sistema original, sino que está restaurado y recuperado. Con esta idea, los antiguos accesos y paseos se convirtieron en lagunas y depresiones; las viejas rotondas se convirtieron en separaciones entre masas de agua permanentes y uno de los viejos transformadores eléctricos alberga un observatorio de aves.

3.4. Restauración en un escenario de cambio global

En el contexto actual de cambio global, el área de La Pletera ha registrado un aumento medio del nivel del mar de $5 \text{ mm}\cdot\text{año}^{-1}$, un aumento de la frecuencia media de los temporales de mar y un retroceso de la costa de aproximadamente $1 \text{ m}\cdot\text{año}^{-1}$ durante las últimas décadas (Pascual et al., 2012). Las riadas ocasionales, que pueden regenerar las lagunas confinadas, ya no son posibles en la zona, ya que el río Ter está actualmente regulado por embalses y canalizado en su último tramo y los terraplenes de ambas orillas protegen del desbordamiento. Hoy en día, debido a las dimensiones relativamente pequeñas de la zona y la imprevisibilidad de los efectos de las inundaciones, no es aconsejable facilitar la inundación ocasional de la marisma con desbordes del río Ter.

A corto plazo, se ha realizado una modelización de los posibles efectos de un temporal de mar intenso en la zona una vez restaurada, en comparación con los efectos sobre los elementos de la urbanización inacabada (Figura 10). Los resultados de esta modelización demuestran que la eliminación de las estructuras de la urbanización aumenta la capacidad de la marisma de laminar el agua durante los temporales de mar y reduce la intrusión de agua de mar en los campos de cultivo adyacentes (Solà et al., 2016). A largo plazo, uno de los principales problemas en la costa de Cataluña es la presencia de infraestructuras cercanas al mar (vías férreas, autopistas, paseos, rompeolas), que no permiten un desplazamiento gradual de la costa y de los ecosistemas costeros hacia el interior (Sabater et al., 2017). La estructura blanda diseñada, con las diferentes bandas paralelas al mar y con la ausencia de cualquier barrera dura, parece ser la mejor manera de mitigar los efectos del cambio climático en esta costa.

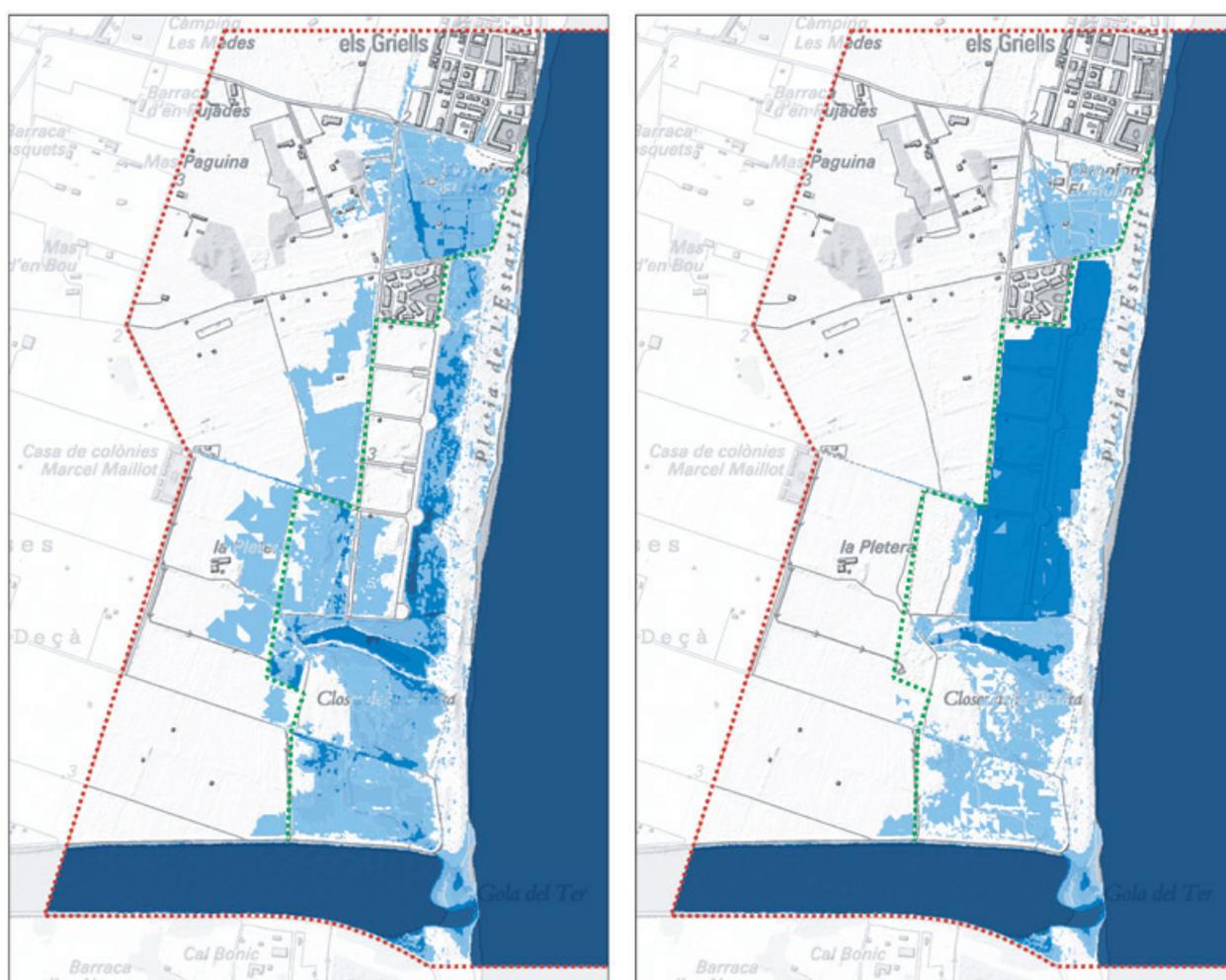


Figura 10: Resultados del modelo hidráulico, desarrollado en el marco de los proyectos Life Pletera (LIFE13 NAT/ES/001001) y Life Medacc (LIFE12ENV/ES/000536), donde se muestran los efectos esperados de un temporal de mar intenso sobre el ámbito de la marisma de La Pletera antes y después de la acciones de restauración. La presencia de construcciones y de acúmulos origen humano anteriores a la restauración (izquierda) evitaba la inundación de la marisma y causaban intrusión marina hacia los campos de cultivo adyacentes. En cambio, con la retirada de estos elementos (derecha) las entradas de agua de mar durante un temporal no superan el área de marisma. Línea roja discontinua, límite de la red Natura 2000; línea verde discontinua, límite del dominio público marítimo-terrestre.

Referencias

- Alcaraz, C. & E. Garcia-Berthou, 2007. Life history variation of invasive mosquitofish (*Gambusia holbrooki*) along a salinity gradient. *Biological Conservation* 139:83-92.
- Alvarez-Cobelas, M., C. Rojo & D. Angeler, 2005. Mediterranean limnology: current status, gaps and future. *Journal of Limnology* 64:13-29.
- Badosa, A., 2007. Limnological characteristics and zooplankton community structure of Mediterranean coastal lagoons undergoing restoration. PhD, University of Girona.
- Badosa, A., D. Boix, S. Brucet, R. López-Flores & X.D. Quintana, 2006. Nutrients and zooplankton composition and dynamics in relation to the hydrological pattern in a confined Mediterranean salt marsh (NE Iberian Peninsula). *Estuarine Coastal and Shelf Science* 66:513-522.
- Beklioglu, M., S. Romo, I. Kagalou, X.D. Quintana & E. Bécares, 2007. State of the art in the functioning of shallow Mediterranean lakes: workshop conclusions. *Hydrobiologia* 584:317-326.
- Boix, D., J. Sala, S. Gascon, J. Compte & X.D. Quintana, 2015. Les comunitats animals de les basses, estanys, llacunes i aiguamolls mediterranis. *Atzavara* 25:5-18.
- Britton, R.H. & A.J. Crivelli, 1993. Wetlands of southern Europe and North Africa: Mediterranean wetlands. In Whigham, D.F. & D. Dykjavá (eds) *Wetlands of the world I: Inventory, ecology and management*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 129-194.
- Brucet, S., D. Boix, R. López-Flores, A. Badosa, R. Moreno-Amich & X.D. Quintana, 2005. Zooplankton structure and dynamics in permanent and temporary Mediterranean salt marshes: taxon-based and size-based approaches. *Archiv Fur Hydrobiologie* 162:535-555.
- Brucet, S., D. Boix, R. López-Flores, A. Badosa & X.D. Quintana, 2006. Size and species diversity of zooplankton communities in fluctuating Mediterranean salt marshes. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 67:424-432.
- Brucet, S., J. Compte, D. Boix, R. López-Flores & X.D. Quintana, 2008. Feeding of nauplii, copepodites and adults of *Calanipeda aquaedulcis* (Calanoida) in Mediterranean salt marshes. *Marine Ecology-Progress Series* 355:183-191.
- Compte, J., S. Gascón, X.D. Quintana & D. Boix, 2012. The effects of small fish presence on a species-poor community dominated by omnivores: Example of a size-based trophic cascade. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 418-419:1-11.
- Doadrio, I., S. Perea, P. Garzón-Heydt & J.L. González, 2011. *Ictiofauna Continental Española*. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Madrid.

Fazzolari, E., B. Nicolardot & J.C. Germon, 1998. Simultaneous effects of increasing levels of glucose and oxygen partial pressures on denitrification and dissimilatory nitrate reduction to ammonium in repacked soil cores. *European Journal of Soil Biology* 34:47-52.

Gascón, S., D. Boix, J. Sala & X.D. Quintana, 2005. Variability of benthic assemblages in relation to the hydrological pattern in Mediterranean salt marshes (Emporda wetlands, NE Iberian Peninsula). *Archiv Fur Hydrobiologie* 163:163-181.

Gascón, S., S. Brucet, J. Sala, D. Boix & X.D. Quintana, 2007. Comparison of the effects of hydrological disturbance events on benthos and plankton salt marsh communities. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 74:419-428.

Geoservei, S. L., 2016. Análisis de las interacciones hidrogeológicas entre la llanura aluvial y el sistema litoral de la Pletera. Report Action A2 Project Life Pletera LIFE13 NAT/ES/001001. Girona.

Gesti, J., 2006. El poblament vegetal dels Aiguamolls de l'Empordà. Institut d'Estudis Catalans, Barcelona.

Gesti, J., A. Badosa & X. D. Quintana, 2005. Reproductive potential in *Ruppia cirrhosa* (Petagna) Grande in response to water permanence. *Aquatic Botany* 81:191-198.

Gilbert, P. M., J. N. Boyer, C. A. Heil, C. J. Madden, B. Sturigs & C. S. Wazniak, 2010. Blooms in lagoons: different from those of river-dominated estuaries. In: Kennish, M. J. & H. W. Paerl (eds) *Coastal lagoons Critical habitats of environmental change*. CRC Press, Boca Raton, 91-113.

Gönenç, I.E. & J.P. Wolflin, 2005. Coastal lagoons. *Ecosystem Processes and Modeling for Sustainable Use and Development*. CRC Press, Boca Raton.

Gosálbez, J., J. Serra & E. Velasco, 1994. Els sistemes naturals dels aiguamolls de l'Empordà. Institució Catalana d'Història Natural, Barcelona.

López-Flores, R., X.D. Quintana, V. Salvadó, M. Hidalgo, L. Sala & R. Moreno-Amich, 2003. Comparison of nutrient and contaminant fluxes in two areas with different hydrological regimes (Emporda Wetlands, NE Spain). *Water Research* 37:3034-3046.

López-Flores, R., D. Boix, A. Badosa, S. Brucet & X.D. Quintana, 2006a. Pigment composition and size distribution of phytoplankton in a confined Mediterranean salt marsh ecosystem. *Marine Biology* 149:1313-1324.

López-Flores, R., E. Garces, D. Boix, A. Badosa, S. Brucet, M. Maso & X.D. Quintana, 2006b. Comparative composition and dynamics of harmful dinoflagellates in Mediterranean salt marshes and nearby external marine waters. *Harmful Algae* 5:637-648.

López-Flores, R., D. Boix, A. Badosa, S. Brucet & X.D. Quintana, 2009. Environmental factors affecting bacterioplankton and phytoplankton dynamics in confined Mediterranean salt marshes (NE Spain). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 369:118-126.

López-Flores, R., X.D. Quintana, A.M. Romani, L. Bañeras, O. Ruiz-Rueda, J. Compte, A.J. Green & J.J. Egozcue, 2014. A compositional analysis approach to phytoplankton composition in coastal Mediterranean wetlands: Influence of salinity and nutrient availability. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 136:72-81.

Menció, A., X. Casamitjana, J. Mas-Pla, N. Coll, J. Compte, M. Martinoy, J. Pascual & X.D. Quintana, 2017. Groundwater dependence of coastal lagoons: the case of La Pletera salt marshes (NE Catalonia). *Journal of Hydrology* 552:793-806.

Moreno-Amich, R., J. Pou, X.D. Quintana & E. García-Berthou, 1999. Efecto de la regulación hídrica en la conservación del Fartet (*Lebias iberica*) en "Aiguamolls de l'Empordà": Importancia de los refugios de población. In: Planelles-Gomis, M. (ed) Peces Ciprinodóntidos Ibéricos, Fartet y Samaruc. Generalitat Valenciana. Conselleria de Medio Ambiente, Valencia, 115-131.

Morillo, C. & J.L. Gonzalez, 1996. Management of Mediterranean Wetlands. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.

Nizzoli, D., E. Carraro, V. Nigro & P. Viaroli, 2010. Effect of organic enrichment and thermal regime on denitrification and dissimilatory nitrate reduction to ammonium (DNRA) in hypolimnetic sediments of two lowland lakes. *Water Research* 44:2715-2724.

Pascual, J., M. Martinoy, S. Plaja & J. Plaja, 2006. El pas del temps. Llibre de la Festa Major Torroella de Montgrí:173-213.

Pascual, J., N. Bensoussan, J. Salat & J. Garrabou, 2012. Clima i règim tèrmic de les aigües de les illes Medes i el Montgrí. *Recerca i Territori* 4:65-77.

Pou-Rovira, Q., 2009. Seguiment de la població de fartet (*Aphanius iberus*) de les llacunes de la Pletera. Informe tècnic. Càtedra d'Ecosistemes Litorals Mediterranis, Girona.

Quintana, X.D., 2002. Estimation of Water Circulation in a Mediterranean Salt Marsh and its Relationship with Flooding Causes *Limnetica* 21:25-35.

Quintana, X.D., R. Moreno-Amich & F.A. Comin, 1998. Nutrient and plankton dynamics in a Mediterranean salt marsh dominated by incidents of flooding. Part 1: Differential confinement of nutrients. *Journal of Plankton Research* 20:2089-2107.

Quintana, X.D., L. Suñer, R. Trobajo, S. Gascón & R. Moreno-Amich, 1999. Nutrientes y renovación del agua en aiguamolls de l'Empordà. (NE de la península Ibérica). Uso potencial de agua residual para la inundación de zonas húmedas. *Limnetica* 16:49-59.

Quintana, X.D. & R. Moreno-Amich, 2002. Phytoplankton composition of Empordà salt marshes, Spain and its response to freshwater flux regulation. *Journal of Coastal Research* SI 36:581-590.

Quintana, X.D. & M. Marí, 2004. Aiguamolls del Baix Ter. Papers del Montgrí vol. 23. Torroella de Montgrí (Girona).

Quintana, X.D., D. Boix, A. Badosa, S. Brucet, J. Compte, S. Gascón, R. López-Flores, J. Sala & R. Moreno-Amich, 2006. Community structure in mediterranean shallow lentic ecosystems: size-based vs. taxon-based approaches. *Limnetica* 25:303-320.

Quintana, X.D., C. Feo, A. Crous, F. Alemany, J. Torrallas, J. Gesti, Font & Q. Pou, 2009. Actuacions i reptes en la conservació dels aiguamolls del Baix Ter. *Papers del Montgrí* vol 30. Torroella de Montgrí (Girona).

Quintana, X.D., M. Arim, A. Badosa, J.M. Blanco, D. Boix, S. Brucet, J. Compte, J.J. Egozcue, E. de Eyto, U. Gaedke, S. Gascón, L.G. de Solà, K. Irvine, E. Jeppesen, T.L. Lauridsen, R. López-Flores, T. Mehner, S. Romo & M. Søndergaard, 2015. Predation and competition effects on the size diversity of aquatic communities. *Aquatic Sciences* 77:45-57.

Rincón, P., 2002. Interaction between the introduced eastern mosquitofish and two autochthonous Spanish toothcarps. *Journal of Fish Biology* 61:1560-1585.

Ruiz-Navarro, A., R. Moreno-Valcárcel, M. Torralva & F.J. Oliva-Paterna, 2011. Life-history traits of the invasive fish *Gambusia holbrooki* in saline streams (SE Iberian Peninsula): Does salinity limit its invasive success? *Aquatic Biology* 13:149-161.

Sabater, S., V. Acuña, R.J. Batalla, C. Borrego, A. Butturini, M. Felip, E. García-Berthou, S. Gascon, R. Marcé, E. Martí, M.M., I. Muñoz, X.D. Quintana & S. F., 2017. Ecosistemes aquàtics continentals. In: Generalitat de Catalunya (ed) Tercer Informe sobre el canvi climàtic a Catalunya.

Salvadó, V., X.D. Quintana & M. Hidalgo, 2006. Monitoring of nutrients, pesticides, and metals in waters, sediments, and fish of a wetland. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 51:377-386.

Solà, J., J. Montaner & J. López, 2016. Modelització hidràulica del sistema de drenatge litoral del marge esquerre del Baix Ter: estratègies d'adaptació al canvi climàtic. *Geoservei* (Girona).

Las malladas de La Devesa de El Saler: la recuperación de un conjunto de lagunas interdunares costeras en el Parque Natural de l'Albufera

Xavier Armengol^{1*}, María Antón-Pardo², Raquel Ortells¹, Carla Olmo¹

¹Instituto Cavanilles de Biodiversidad y Biología Evolutiva, Universidad de Valencia

²Departamento de Ecología e Evolução, Universidade Federal de Goiás

* Correo electrónico: javier.armengol@uv.es

1. Introducción

El Parque Natural de l'Albufera es una zona protegida, parcialmente rodeada por la ciudad de Valencia y su área metropolitana, que en conjunto albergan alrededor de millón y medio de habitantes (Figura 1). A grandes rasgos, en el parque se distinguen tres tipos de ecosistemas: 1) un lago somero y de agua dulce (aprox. 2800 ha), homónimo al parque y que permanece conectado puntualmente con el mar por unos canales artificiales denominados *golas*; 2) el marjal, que rodea el lago por el norte, sur y oeste, y que actualmente está ocupado casi en su totalidad por arrozales que, a su vez, funcionan como un humedal en la época de inundación del cultivo (final de primavera para el crecimiento del arroz y mitad de otoño hasta principios de invierno para su uso cinegético); y 3) una barra arenosa o restinga situada al este del lago separándolo del Mar Mediterráneo. La restinga, conocida como *La Devesa de El Saler* tiene aproximadamente 1 km de ancho y unos 14 km de longitud y está formada por varios cordones dunares paralelos a la costa con sus respectivas depresiones interdunares. Alguna de estas hondonadas suele acumular agua durante ciertos periodos del año formando un sistema de charcas conocidas localmente con el nombre de *malladas*. Hay que destacar que actualmente, *La Devesa de El Saler* es un área de esparcimiento ampliamente frecuentada tanto por la población local como por turistas.



Figura 1. Izquierda: localización del área de estudio en la Península Ibérica (arriba) y en el Parque Natural de l'Albufera (abajo). Derecha: Detalle del área con la localización y código de algunas de las malladas estudiadas. Los colores amarillo, verde y naranja corresponden a los proyectos de restauración de 2007, 2003 y 1998, respectivamente. (Modificado de Olmo, 2016).

La declaración de Parque Natural se hizo efectiva en 1986 (Decreto 89/1986, de 8 de julio), siendo el primero en la Comunidad Valenciana, y en 1989 se incluyó en el Listado Ramsar de Humedales de Importancia Internacional. Toda el área pertenece además a la Red Natura 2000 por ser considerada Lugar de Interés Comunitario (Council Directive 92/43/EEC) y Zona de Especial Protección para las Aves (Council Directive 2009/147/EC). La protección del Parque Natural queda regulada por dos normativas autonómicas, el Plan de Ordenación de los Recursos Naturales (Decreto 96/1995) y el Plan Rector de Uso y Gestión (Decreto 259/2004). Como muchas otras áreas costeras mediterráneas y a pesar del alto nivel de protección, lo que hoy en día es Parque Natural ha sido históricamente sometido a fuertes presiones antrópicas por la alta densidad poblacional en sus inmediaciones.

En concreto, el ecosistema de restinga, *La Devesa de El Saler*, ha sufrido diversas transformaciones, siendo las más intensas las que se dieron durante el siglo XX (Figura 2).



Figura 2. Fotografías de *La Devesa de El Saler* y de la restauración de algunas *malladas*: a) en los años 60 durante el plan de urbanización; b) vista aérea en 2002; c) trabajos de restauración en la *mallada* R1; d) instalación de pasarela en la *mallada* O4; e) *mallada* R1 justo después de su restauración en el verano de 2007; y f) *mallada* R1 tras su primer llenado en octubre de 2007. (De: Olmo, 2016).

A comienzos de ese siglo, al ser un área endémica de malaria, las *malladas* fueron consideradas puntos de agua insalubres donde las poblaciones de mosquitos, vectores de la enfermedad, debían ser erradicadas. Para ello, dichas charcas fueron perforadas, rompiendo su impermeabilidad y favoreciendo así el drenaje hacia capas freáticas (Ley Cambó de 1918). Ya en la década de los 60 se aprobó un proyecto urbanístico denominado: Proyecto de ordenación y urbanización del monte de la Devesa, cuyo objetivo era la urbanización de la restinga incluyendo un conjunto de complejos residenciales con varias torres de apartamentos, casas unifamiliares, hoteles y zonas de recreo además de infraestructuras que incluyeron sistemas de saneamiento, aparcamientos, carreteras secundarias y un paseo marítimo.

Todas estas acciones urbanísticas implicaron el nivelado del terreno, lo que resultó en una completa desaparición de los cordones dunares cercanos al mar, junto con muchas de las charcas asociadas. Las *malladas* fueron artificialmente colmatadas con la arena de las dunas y con restos (fangos, escombros...) de la inundación que sufrió en 1957 la ciudad de Valencia a raíz de la crecida del río Turia.

A mediados de los años 70, el cambio político en España (de dictadura a democracia) propició la aparición de una serie de movimientos sociales y ambientales en contra del proyecto de urbanización, muchos de ellos promovidos por naturalistas destacados de la época como el conocido Félix Rodríguez de la Fuente. Gracias a esto, el proyecto de urbanización de *La Devesa de El Saler* tan solo llegó a ejecutarse parcialmente. La ciudadanía valenciana, bajo el lema *El Saler per al poble*, logró la paralización de la mayor parte de las infraestructuras planteadas en inicio, principalmente el grueso de complejos residenciales. Sin embargo, no fue hasta final de los años 80 cuando las políticas ambientales a nivel europeo, nacional y regional desarrollaron marcos de actuación para tratar de recuperar el valor ecológico del área (Sanjaume 1988; Rey Benayas et al. 2003). Desde ese momento, se intentaron llevar las dunas costeras y las charcas soterradas a sus estados previos mediante sucesivos proyectos de restauración.

El primero de estos proyectos, entre 1988 y 1998, se llevó a cabo por parte del gobierno local, y con él se restauró una parte del área afectada. Posteriormente se realizaron dos proyectos *Life Natura* de co-financiación europea: *Life Duna* (LIFE00 NAT/E/007339) entre 2003 y 2005, y *Life Enebro* (LIFE04 NAT/E/000044) entre 2007 y 2009. En ellos se eliminaron viales y otras infraestructuras y se restauró parte del cordón dunar costero y también algunas *malladas*. Las antiguas cubetas estaban colmatadas, aunque en periodos de lluvias intensas podían presentar una escasa lámina de agua, con lo que la vegetación estaba dominada por carrizo junto con otras plantas terrestres que toleran cierto nivel de inundación como especies de los géneros *Inula* o *Dittrichia*. El primer paso para la restauración de las *malladas* consistió en demarcar los límites de las cubetas antiguas en base a fotografías aéreas y otros registros históricos. Posteriormente, con maquinaria pesada se extrajeron los sedimentos (Figura 2c), llegando justo al límite de la capa de limos que marcaría la zona impermeable (entre 50-100 cm desde la superficie). La mayoría de ellas se restauraron para que tuvieran un carácter temporal (Antón-Pardo & Armengol 2010; Olmo et al. 2016). Sin embargo, algunas fueron más profundamente excavadas con el objetivo de mantener una columna de agua durante todo el año y crear así reservorios para las especies de peces ciprinodóntidos endémicos y amenazados (Benavent Olmos et al. 2004): *fartet* (*Aphanius iberus*) y *samaruc* (*Valencia hispanica*). En algunas de estas *malladas* permanentes se introdujeron planteles de macrófitos sumergidos (principalmente de los géneros *Chara* y *Potamogeton*) y ejemplares de los peces citados. Para el resto de *malladas* se optó por dejar la recolonización natural por aquellas especies vegetales locales adaptadas a estos ambientes (Benavent Olmos et al. 2004). Las orillas de las charcas se perfilaron con una pendiente suave facilitando el acceso de la fauna.

Las *malladas* están catalogada en la Directiva Habitats (92/43/EEC) como *Humid dune slacks* (Code 2190).

Como características generales, estas charcas interdunares son endorreicas, someras, ligeramente salobres y de pequeño tamaño, superan difícilmente la hectárea de extensión. En el caso de las temporales, la inundación se debe al aporte de las lluvias, pero las permanentes pueden tener un componente importante de aguas freáticas. Su dinámica anual está marcada por el clima mediterráneo de la región, donde las mayores lluvias se dan en otoño y primavera, mientras que los veranos son secos y muy cálidos. De acuerdo con esto, el año hidrológico comenzaría en septiembre y finalizaría en agosto del año siguiente. Dada la impredecibilidad del clima mediterráneo, las *malladas* temporales pueden tener diferentes periodos de llenado y de sequía (hidroperiodos) dentro de un mismo año hidrológico y con duraciones distintas.

En toda la *Devesa* se pueden llegar a localizar más de 40 cuerpos de agua (Rueda-Sevilla et al. 2006; Rueda 2015). Las principales *malladas*, siguiendo la toponimia establecida y de norte a sur, son: la *mallada* del *Quarter*, del *Saler*, de la *Rambla*, *Redona*, del *Garrofer*, *Llarga*, de la *Mata del Fang*, de *l'Hospitalet*, de la *Torre*, *Malladeta* y del *Canyar*. También existe una zona con charcas restauradas en el denominado *Racó de l'Olla*, un área de reserva más cercana a *l'Albufera*. La mayor parte de *malladas* se encuentran separadas por antiguos cortafuegos (*tallafocs*); sin embargo, algunas adyacentes pueden conectarse en épocas de extraordinaria inundación (por ejemplo, en invierno de 2017 se observó conexión entre las *malladas* de la *Rambla* y la *Redona*, y ésta última también con la del *Garrofer*). Esas antiguas *malladas* en algunos casos están muy fragmentadas, y podemos encontrar en ellas cuerpos de agua que se mantienen separados; por ejemplo, tras la restauración realizada en 2003 (proyecto *Life Duna*) donde estaba la antigua *mallada* de la *Mata del Fang* se creó un complejo de cuatro *malladas*, tres de ellas (dos temporales y una permanente) se conectan cuando el nivel está muy alto, y una cuarta temporal queda separada de éstas por un camino. El último de los proyectos realizados restauró en el verano de 2016 dos de estas *malladas* temporales (*Rambla* y *Redona*) y tiene previsto nuevas actuaciones.

Los sistemas acuáticos del Parque Natural de *l'Albufera* han sido objeto de varias investigaciones en el campo de la limnología. Desde principios del siglo XX muchos de estos estudios se centraron en el propio lago de *l'Albufera* (Arévalo 1916, 1918; Blanco 1976). A partir de los años 80, bajo la dirección de la Doctora Rosa Miracle, los estudios limnológicos se intensificaron (e.g. Miracle et al., 1984; Oltra & Miracle 1984, 1992; Oltra 1993; Romo & Miracle 1994) y posteriormente se ampliaron a otros sistemas acuáticos del Parque Natural como los arrozales, las acequias, los manantiales (localmente conocidos como *ullals*) y también se estudiaron algunas de las antiguas *malladas* (Soria & Alfonso 1993; Alfonso 1996; Soria 1997). Más recientemente, tras las restauraciones efectuadas por el proyecto *Life Duna* y *Life Enebro* se estudiaron diversos aspectos limnológicos de las *malladas* (Rueda-Sevilla et al. 2006; Antón-Pardo & Armengol 2010; Olmo et al. 2015, 2016; Rueda 2015; Antón-Pardo et al. 2016; Olmo 2016; Romo et al. 2016).

En este capítulo se documentan los efectos que los distintos proyectos de restauración han tenido sobre las características ambientales y sobre las comunidades de zooplancton de las *malladas*. Hacemos especial hincapié en la colonización, establecimiento y configuración de los diferentes grupos del zooplancton en estos hábitats acuáticos, comparando aquellas *malladas* restauradas más recientemente con algunas de las que se restauraron en primera instancia y que nos servirán como sistemas de referencia. Conforme a ellos, hemos utilizado una nomenclatura relacionada con las distintas edades de restauración (Figura 1): R (recientemente restauradas, en 2007), I (edad de restauración intermedia, en 2004) y O (del inglés *old*, *malladas* antiguas restauradas en 1998). Además, la denominación P se refiere a aquellas *malladas* de carácter permanente. El zooplancton es un excelente modelo para entender la ecología de comunidades y la restauración ecológica (Louette et al. 2009; Badosa et al. 2010) por ello, los estudios presentados a continuación aportan una detallada información de cómo el desarrollo de los trabajos de restauración puede afectar a estas comunidades.

2. Efecto de la restauración sobre las características ambientales de las malladas

Las sucesivas restauraciones llevadas a cabo en las *malladas* han tenido efectos sobre diversas características ambientales incluyendo las limnológicas. Para estudiar los efectos de la restauración sobre éstas, se realizó un exhaustivo estudio durante un periodo de cuatro años hidrológicos; desde octubre de 2007, tras el primer llenado de las *malladas* recientemente restauradas, hasta mayo de 2011, tras el secado estival de todas las temporales en su cuarto año. En el conjunto de 17 *malladas* estudiadas (13 temporales y cuatro permanentes) quedan bien representadas las tres edades de restauración (siete nuevas, cuatro intermedias y seis antiguas).

En los cuatro ciclos de estudio, la temperatura del aire fue semejante, con valores medios cercanos a los 18 °C (Figura 3), las lluvias fueron más variables entre los diferentes años hidrológicos. En los tres primeros, la precipitación anual acumulada fue superior a los 650 mm por año, mientras que el último año hidrológico no llegó a los 400 mm, año en el cual los hidroperiodos de las charcas temporales fueron más intermitentes y efímeros (Figura 4). En aquellas *malladas* de carácter permanente, el nivel de la columna de agua llegó a fluctuar con una variación de 90 cm, indicativo de la alta variabilidad pluviométrica estacional e interanual. Desde la primavera de 2011, las *malladas* temporales permanecieron prácticamente secas debido a un prolongado periodo de sequía; el llenado completo de todas las cubetas volvió a producirse a finales del otoño de 2016, tras unas fuertes lluvias.

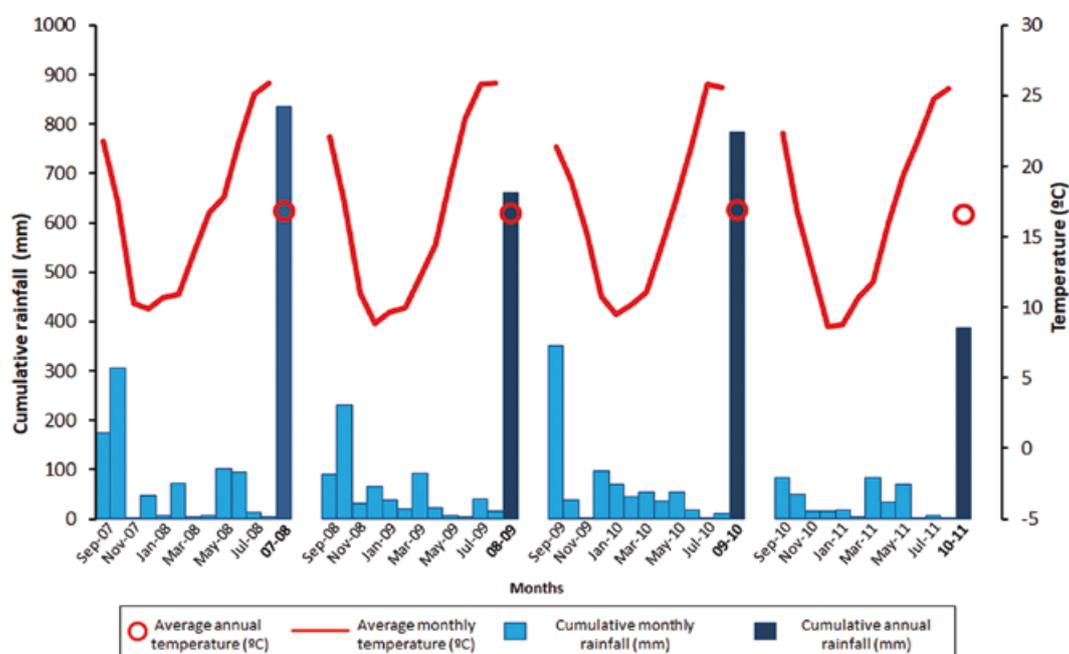


Figura 3. Precipitación acumulada (mensual y anual) y temperatura media (mensual y anual) registrada durante los cuatro años hidrológicos de estudio (septiembre 2007-Julio 2011) en la estación meteorológica de Benifaió, situada a 12 km del área de estudio. (Modificado de Olmo, 2016).

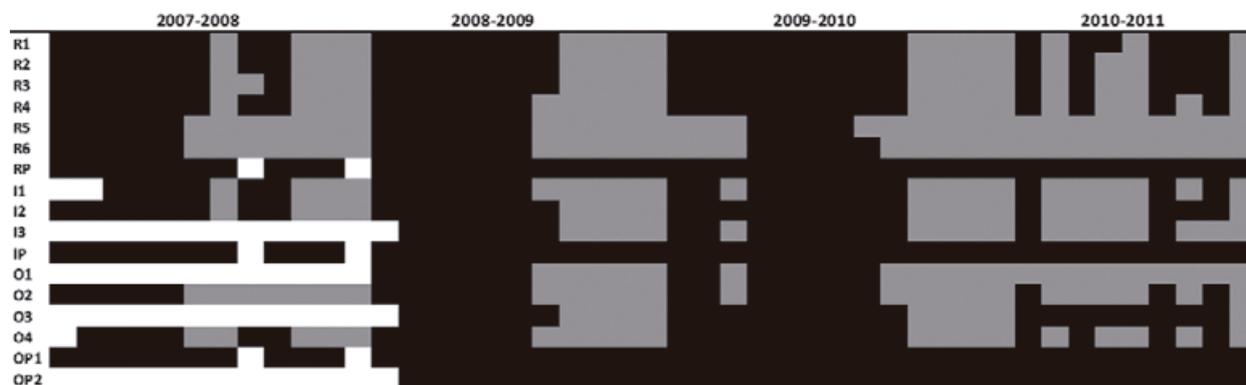


Figura 4. Representación de la duración del hidropereodo de las 17 *malladas* durante el periodo 2007-2009. En negro los periodos de inundación, en gris los periodos secos y en blanco cuando no hubo disponibilidad de datos.

Durante los cuatro años hidrológicos del estudio, las *malladas* se visitaron mensualmente y, durante los periodos de inundación, se midieron una serie de variables limnológicas: conductividad, temperatura del agua, pH, oxígeno disuelto, profundidad, concentración de clorofila *a*, nitratos y fósforo reactivo soluble. También se anotaron otras variables como el porcentaje de cobertura vegetal o la presencia de macroinvertebrados y aves acuáticas.

En el caso de las charcas temporales, la cobertura vegetal estuvo casi exclusivamente constituida por helófitos, mientras que las charcas permanentes también desarrollaron macrófitos en el lecho de sus cubetas. Las *malladas* temporales restauradas en 2007 pasaron de carecer de vegetación en el primer año de estudio, a alcanzar coberturas del 10-20 % al final de los cuatro años. Las *malladas* temporales restauradas en 1998 y en 2003 se mantuvieron en torno a un 75-90% y un 50-70%, respectivamente. Por otro lado, la *mallada* reciente permanente (RP) alcanzó hasta un 70% mientras que, las permanentes de mayor antigüedad (IP, OP1 y OP2) tuvieron en torno a un 40% de cobertura total.

En términos generales, y a pesar de las características intrínsecas de cada charca, las *malladas* de menor edad presentaron mayores niveles de pH, oxígeno, conductividad y profundidad (Figura 5). Estos resultados se podrían relacionar con el incremento de vegetación que conlleva el tiempo desde la restauración. El aumento de cobertura vegetal aporta una mayor cantidad de materia orgánica al sedimento de las cubetas de más edad, lo cual debería tener como consecuencias principales: 1) aumento de la velocidad de colmatación, con la consiguiente reducción de profundidad y acortamiento del hidropereodo; y 2) aumento de la tasa de descomposición, lo que podría implicar una reducción del pH y del oxígeno disuelto.

En regiones calcáreas, como en la que nos encontramos, el pH es regulado por el sistema tamponador de los carbonatos (Wetzel 2001). Sin embargo, otros procesos naturales como la respiración, la fotosíntesis, la descomposición o la presencia de compuestos húmicos también tienen influencia sobre esta variable. En general, el valor de pH cambia conforme lo hace el balance entre producción primaria y descomposición (por la captación o liberación de CO₂ disuelto en el agua) y esto provoca que el pH sufra fluctuaciones diarias, estacionales o interanuales. Si la producción supera a la descomposición, el pH será más elevado; por el contrario, si domina la descomposición el pH será menor (Brönmark & Hansson 2010). En nuestro sistema de charcas, el pH está generalmente en torno a valores de 8 a 9 (Alfonso 1996; Antón-Pardo & Armengol 2010). Los menores valores de pH en las *malladas* de más edad, sugerirían la mayor importancia de los procesos de descomposición (Scheffer 2004) debido al aumento de la materia

orgánica proveniente de la vegetación. Por el contrario, en las *malladas* recientes parece dominar la producción, ya que apenas tienen aportes de materia orgánica debido a la escasa cobertura vegetal. Estos mismos procesos posiblemente también sean los causantes de la disminución de oxígeno conforme aumenta la edad desde la restauración.

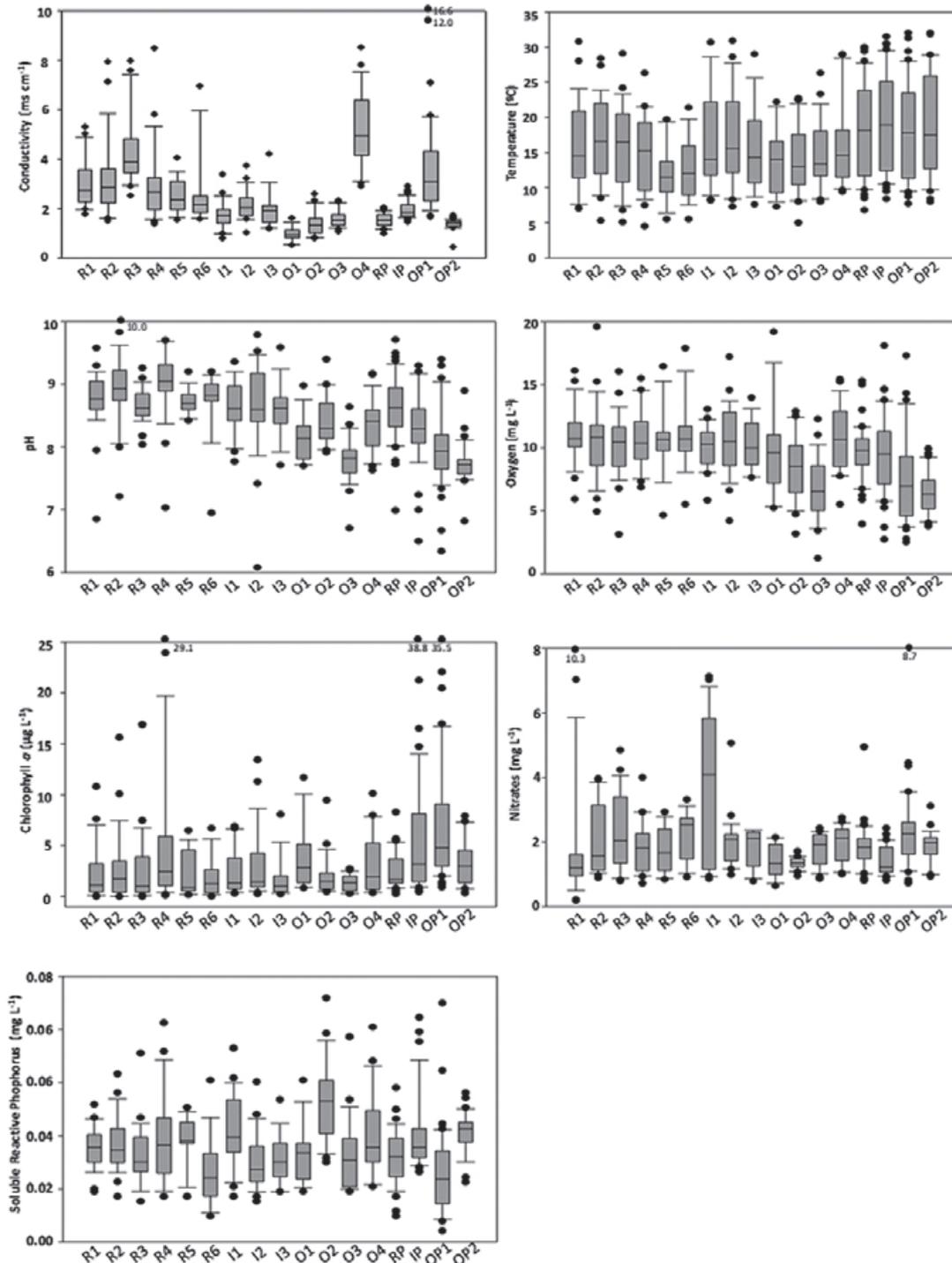


Figura 5. Diagramas de cajas y bigotes de: conductividad, temperatura, pH, oxígeno, clorofila *a*, nitratos y fósforo reactivo soluble para cada *mallada* durante el periodo de estudio. Los límites de las cajas indican los percentiles 25 y 75; la línea dentro de cada caja es la mediana. Las barras de error indican los percentiles 90 y 10, siendo los puntos negros los valores extremos.

En cuanto a la conductividad, las charcas costeras suelen concentrar sales por influencia de las aguas freáticas, que suelen ser salobres, y del spray marino (Reyes et al. 2006). Sin embargo, en las *malladas* recientes se observa una reducción de la salinidad desde el primer año que fueron restauradas hasta el final del estudio. Los trabajos de restauración dejaron al descubierto capas de sedimento donde existía una acumulación de sales, lo que posiblemente favoreció que presentaran una elevada conductividad durante el primer hidropериodo, en comparación con las charcas de mayor edad. En nuestro sistema, la progresiva reducción de conductividad podría deberse al lixiviado de las sales superficiales y su traslado a zonas más profundas del sedimento. Dos de las lagunas más antiguas (O4 y OP1) presentaron conductividades más elevadas que el resto. La cubeta perteneciente a la *mallada* temporal O4 se encuentra en parte sobre suelos con elevada salinidad. En el caso de OP1, que se sitúa cercana a la playa, la razón de su elevada conductividad se debería a los temporales marítimos que supondrían la entrada puntual de agua marina.

Las variaciones en el nivel del agua, tanto en humedales permanentes como temporales, teóricamente son el resultado de la interacción de un conjunto de complejos procesos tales como precipitación, infiltración, evaporación y transpiración vegetal (Mitsch & Gosselink 1993). La morfología de las cubetas, incluyendo su profundidad, tiene una gran influencia en esas variaciones en el nivel de la columna de agua. En nuestro sistema, la profundidad de manera general disminuye con la edad y esto podría también estar relacionado con el incremento de la cobertura de vegetación con el tiempo, lo que favorecería una colmatación más acelerada de la cubeta. El aumento de cobertura podría estar además contribuyendo al desecado de las charcas por evapotranspiración y por filtración, ya que, los sistemas radiculares alteran y rompen los estratos limosos impermeables facilitando la pérdida de agua a capas más profundas (Mitsch & Gosselink 1993).

Para otras variables ambientales no se encontraron patrones claramente derivados de la edad de restauración. En todas las *malladas*, los valores medios de clorofila *a* en el agua estuvieron alrededor de los $5 \mu\text{g L}^{-1}$, que es el límite entre oligotrofia y mesotrofia (OCDE 1982), aunque las lagunas permanentes presentaron concentraciones medias ligeramente superiores (Figura 5). Con respecto a los nutrientes disueltos, se detectaron nitratos y fosfatos en todos los muestreos, pero con concentraciones muy bajas y sin un patrón definido según el hidrorégimen o la edad de restauración.

Con el fin de explorar los patrones generales que muestran las características ambientales en el conjunto de lagunas se realizó un análisis de componentes principales (PCA). El primer eje (CP1) extraído en el análisis explicó un 57 % de la varianza y apareció relacionado positivamente con el pH. Ordenó las charcas respecto a la edad de restauración (Figura 6), y se situaron las lagunas más recientes en la parte positiva del eje, y las de mayor antigüedad en la parte negativa. El segundo eje (CP2) explicó el 17.8% de la varianza. Este eje ordenó las lagunas según su hidropериodo separando claramente las lagunas permanentes (en la zona positiva del eje) de las temporales (en la zona negativa). Este eje se correlacionó positivamente con la profundidad, pH y clorofila *a* y negativamente con la conductividad.

Otros análisis de ordenación realizados con las muestras de las lagunas temporales y permanentes por separado pusieron de manifiesto patrones semejantes. En primer lugar, en ausencia del factor hidrorégimen (permanencia vs temporalidad), resaltó también la importancia del pH en relación con la edad de restauración, con valores menores en las lagunas más antiguas que se separaron claramente de las recientes e intermedias. Por otra parte, las muestras de las lagunas también se relacionaron con la clorofila *a* y la profundidad, siendo las más profundas las que menores valores de clorofila *a* presentaron, lo que probablemente esté relacionado con las variaciones estacionales e interanuales.

Con estos resultados podemos concluir que la heterogeneidad ambiental en nuestro sistema de charcas viene muy marcada por los años transcurridos tras los trabajos de restauración. Nuestro objetivo era desentrañar y cuantificar los principales factores que explican las diferencias ambientales entre los grupos de edad ya que el conocimiento del contexto abiótico nos ayudará a tener un mejor conocimiento sobre el marco biótico en el cual nos centraremos el resto del capítulo: la configuración de las comunidades de zooplancton.

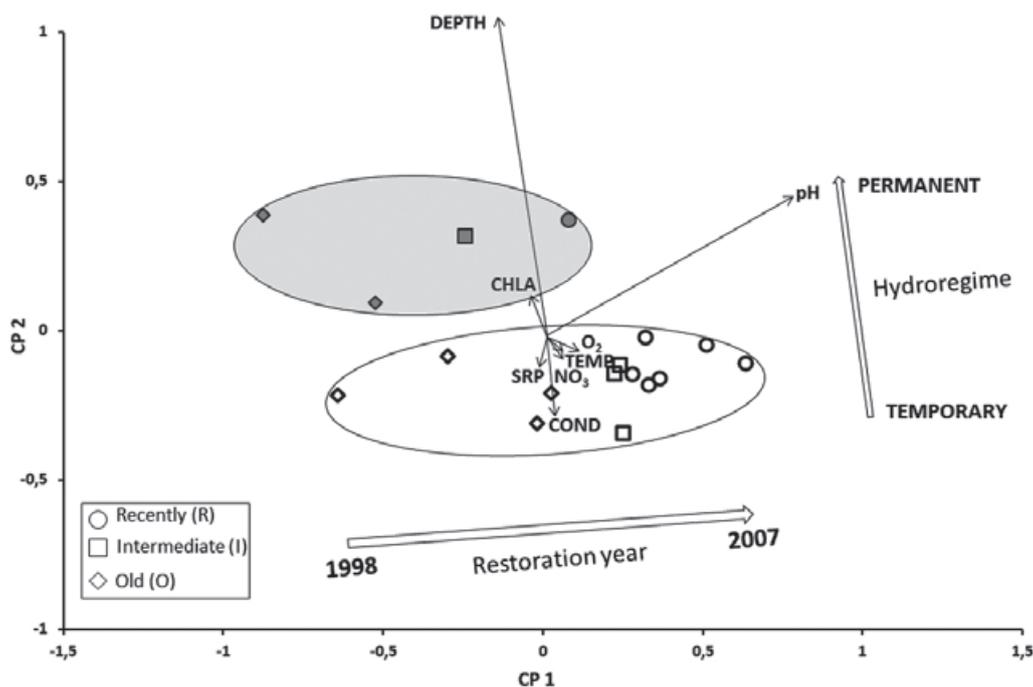


Figura 6. Diagrama de ordenación del Análisis de Componentes Principales de las variables limnológicas en 17 *malladas*. Cada símbolo corresponde a la posición media de todas las muestras de una charca en el periodo de estudio. Los símbolos grises corresponden a *malladas* permanentes y los blancos a las temporales. COND, conductividad; TEMP, temperatura; CHLA, clorofila *a* y SRP, fósforo reactivo soluble.

3.- Efecto de la restauración sobre el zooplancton de las *malladas*

Los resultados relativos al zooplancton proceden sobre todo de dos estudios: uno preliminar que comprende 8 *malladas* restauradas en 1998 y en 2003, con muestreos en el ciclo hidrológico 2006-2007, y otro que comprendió 17 *malladas* (incluyendo las anteriores y otras restauradas en 2007) que se estudiaron durante el periodo 2007-2011.

3.1- El zooplancton de las *malladas*: composición y grupos dominantes

Durante el ciclo hidrológico 2006-2007, se estudió un grupo de *malladas* que incluía algunas permanentes y otras temporales, tres años tras la restauración a través del proyecto *Life Duna*. En ese trabajo se realizaron muestreos quincenales y se identificaron en total 100 especies de zooplancton entre las que dominaron

los rotíferos, con 71 especies, seguidos de los cladóceros (15 especies), los copépodos (13) y una especie de anostráceo (Antón-Pardo & Armengol 2010; Antón-Pardo et al. 2016). La riqueza acumulada en el año estudiado tuvo sus valores más elevados en la laguna permanente dulce IP (Tabla 1). Los valores de densidad medios estuvieron en torno a 200-300 ind L⁻¹ en la mayoría de lagunas, aunque presentaron grandes fluctuaciones, siendo los valores más altos debidos a los juveniles de copépodos ciclópodos y a los rotíferos. Este resultado coincide con el patrón de dominancia que se ha encontrado en otros sistemas someros mediterráneos (Ortega-Mayagoitia et al. 2000, Rodrigo et al. 2003; Brucet et al. 2010). Las especies encontradas durante este periodo son generalmente cosmopolitas, frecuentes en la región y en este tipo de sistemas litorales mediterráneos con influencia salina (ej. Antón-Pardo & Armengol 2012, 2014) y por tanto, sujetas a las fluctuaciones de salinidad que caracterizan a estos ecosistemas (Badosa et al. 2006; Serrano & Fahd 2005).

REFERENCIA	Densidad (Ind L ⁻¹)	Riqueza media	Riqueza acumulada
IP	211.8 ± 121.4	16.8 ± 4.7	62
OP1	334.8 ± 174.6	12.4 ± 5.4	40
O3	117.6 ± 94.7	14.8 ± 3.8	39
I2	249.0 ± 377.7	6.6 ± 2.4	26
O2	212.6 ± 465.9	7.9 ± 3.3	21
I1	231.9 ± 300.5	7.1 ± 2.2	19
O4	938.6 ± 865.1	7.3 ± 2.2	18
O1	280.5 ± 249.7	12.3 ± 1.2	28

Tabla 1: Valores medios de densidad y riqueza, así como de riqueza acumulada en el conjunto de *malladas* estudiadas durante 2006-07 y que se utilizaron como sistemas de referencia en otros trabajos.

En cuanto a la composición específica, los géneros de rotíferos *Lecane* y *Brachionus* fueron los de mayor riqueza y los de *Hexarthra*, *Polyarthra* y *Keratella* destacaron por presentar las densidades más elevadas. Entre los copépodos dominaron los ciclópodos: la especie más abundante fue *Acanthocyclops americanus*, que aunque ha sido frecuentemente citada con otro nombre (*A. robustus*), es muy abundante en toda la zona (Soria & Alfonso 1993; Alfonso 1996; Oltra & Miracle 1992) y tolera las aguas salobres y eutróficas (Dussart 1969; Miracle et al. 2013). También tuvieron abundancias destacables *Diacyclops bisetosus*, *D. bicuspidatus* y *Tropocyclops prasinus*, también de carácter eurihalino (Dussart 1969; Alonso 1998). Tan sólo una *mallada* (O3) registró la presencia de una especie de copépodo calanoide, el diatómido *Mixodiatomus kupelweseri*, que ya fue citado previamente en la zona (Alfonso 1996). En cuanto a los cladóceros, *Daphnia magna* fue el que se encontró en más altas densidades, ya que esta especie suele tolerar mayores rangos de salinidad (Boronat et al. 2001; Ortells et al. 2005). Sin embargo, la conductividad suele presentar una relación negativa con la diversidad de cladóceros, puesto que la mayoría de especies de este grupo tiene escasa tolerancia a este factor (Jeppesen et al. 1994; Moss 1994). También aparecieron otras especies de cladóceros menos tolerantes a la mineralización, como *Ceriodaphnia quadrangula*, *Simocephalus vetulus* o *Daphnia pulicaria* (Alonso 1998; Boronat et al. 2001). Los resultados de este trabajo ponen de manifiesto que las charcas permanentes y las de mayor hidropereodo tuvieron una mayor riqueza por muestreo y acumulada en todo el periodo de estudio; pero también destaca la importancia que tuvo la edad de restauración sobre el zooplancton, además de la conductividad y aspectos relacionados con la productividad del sistema (Antón-Pardo & Armengol 2010; Antón-Pardo 2011; Antón-Pardo et al. 2016).

Se ha constatado en numerosos estudios que la duración del hidropériodo (aquí correlacionado con la profundidad) es el principal factor que determina la estructura y composición de la comunidad en sistemas acuáticos (e.g. Wellborn et al. 1996; Boix et al. 2001; Eitam et al. 2004). Por lo general, la riqueza de especies es mayor en las charcas permanentes (e.g. Collison et al. 1995; Alonso 1998; Spencer et al. 1999) o en charcas temporales con los hidropéridos más largos (e.g. Fahd et al. 2000; Boix et al. 2001). Sin embargo, las comparaciones entre sistemas con diferente hidropériodo son complicadas, ya que en el número de especies encontrado puede influir el mayor número de muestreos realizados (el esfuerzo de muestreo) en aquellos sistemas permanentes o con hidropéridos más largos. Además, el hidropériodo muchas veces va asociado con variables que aumentan la heterogeneidad ambiental (profundidad o vegetación acuática) o con la abundancia de anátidas, que pueden actuar como vectores de dispersión del zooplancton (Figueroa & Green 2002).

La influencia de la salinidad en la estructura de la comunidad de hábitats acuáticos también ha sido ampliamente estudiada (Williams 1999; Brock et al. 2005; Toumi et al. 2005; Waterkeyn et al. 2008), y al igual que sucede en las *malladas*, ésta tiene gran influencia en la comunidad zooplanctónica (e.g. Boronat et al. 2001; Frisch et al. 2006; Martinoy et al. 2006; Waterkeyn et al. 2008). Aparte de los efectos sobre la riqueza, que se discutirán a continuación, esta variable tuvo un efecto positivo sobre la abundancia de zooplancton: las tres charcas más saladas son las que mayor abundancia media de zooplancton tuvieron. La relación entre salinidad y productividad se conoce desde antiguo, ya que son sistemas donde los nutrientes no suelen ser limitantes y dónde unas pocas especies bien adaptadas pueden desarrollarse mucho (Hammer 1986).

Por último, es destacable la presencia del anostráceo *Tanytarsus stagnalis*, especie considerada rara en la Península Ibérica (Boix 2002), que en nuestro estudio fue encontrada únicamente en una *mallada* (O2) con uno de los hidropéridos más intermitentes. Sin embargo, Rueda-Sevilla et al. (2006) encontraron tres poblaciones de esta especie en la misma zona: una en O2 y las otras en dos *malladas* no estudiadas en el presente trabajo. Aunque esta especie se ha catalogado como característica de aguas frías, en esta zona aparece en rangos de temperaturas mayores. Los grandes branquiópodos, como éste, pueden ser competidores más eficientes que otros filtradores de menor tamaño como cladóceros o rotíferos (Waterkeyn et al. 2011) pero, al ser de mayor talla, son también más susceptibles a la depredación por peces e invertebrados (Bohonak & Whiteman 1999). Por este motivo, las especies de grandes branquiópodos aparecen habitualmente en sistemas temporales, donde los grandes depredadores (principalmente peces) están ausentes (Schneider & Frost 1996). Experimentos realizados con esta especie pusieron de manifiesto la importancia de la conductividad en el mantenimiento y desarrollo de sus poblaciones. Esto unido a su sexualidad obligada y a que posiblemente su capacidad dispersiva no sea tan grande como la de otros branquiópodos, nos explicaría el hecho de que presente poblaciones tan fragmentadas (Olmo et al. 2015).

3.2. Efecto de la restauración sobre el zooplancton en lagunas permanente

Como hemos comentado anteriormente, las *malladas* permanentes presentaron una mayor riqueza de especies de zooplancton, lo que en nuestro caso puede ir asociado a diversos factores: (i) alta heterogeneidad de hábitats y condiciones ambientales asociados a una diversificación de nichos (ii) la permanencia anual del agua que facilita la sucesión de comunidades, (iii) la variedad temporal en las condiciones que favorece distintos estímulos de eclosión, (iv) la constancia de columna de agua que favorece el asentamiento de aves acuáticas las cuales son importantes vectores de dispersión

(e.g. Figuerola & Green 2002), y (v) la presencia de poblaciones de peces y otros macroinvertebrados depredadores que imponen una fuerte presión de depredación, impidiendo la dominancia de unas pocas especies (e.g. Spencer et al. 1999) y dificultando la exclusión competitiva. Además, la ampliación de las antiguas cubetas (en área y profundidad) y la introducción de especies de flora y fauna acuáticas, llevadas a cabo durante la restauración, pueden haber ayudado a incrementar el efecto de estos factores. Es posible que junto con los peces y plantas introducidos se pudiera producir la entrada de diversas especies de zooplancton o de sus formas de resistencia, lo que pudo contribuir al rápido aumento de la riqueza de especies en estas lagunas permanentes.

Para comentar el efecto de la restauración sobre el zooplancton de sistemas permanentes, vamos a presentar el ejemplo de dos *malladas* que se han estudiado con detalle: la *Mata del Fang* (IP), restaurada en 2003, y el de la *mallada* de nueva creación, *Mallada del Canyar* (RP).

1. *Mallada de la Mata del Fang* (IP): esta charca no fue totalmente aterrada durante la urbanización de la zona en los años 60, quedando una pequeña masa de agua en forma de canal de unos 300 m² y 1 m de profundidad que se utilizaba para proporcionar agua a las obras de urbanización de la zona. En 1987 se realizó un estudio durante un año de esta charca (Soria & Alfonso 1993), que presentaba una gran densidad de vegetación emergente y baja calidad del agua. El oxígeno disuelto era escaso (4.7 ± 2.4 mg L⁻¹) y la concentración de clorofila *a* (27.7 ± 10.7 µg L⁻¹), calificaba la charca como mesotrófica (OCDE 1982). Como parte del proyecto *Life Duna* (en 2003) se aumentó la superficie de la cubeta (hasta 4000 m²), y se excavó hasta alcanzar una profundidad aproximada de 2 m. Conjuntamente, se llevó a cabo una introducción de diferentes especies de macrófitos (*Chara hispida*, *Potamogeton pectinatus* y *Zannichellia peltata*), y de ejemplares de los peces endémicos anteriormente citados. En los años posteriores a la restauración (2006 a 2009), se percibieron notables cambios tanto en las variables ambientales como en las comunidades acuáticas (Antón-Pardo et al. 2013). Aparte del desarrollo de la vegetación sumergida, hubo una importante colonización de helófitos, principalmente de los géneros *Phragmites*, *Typha*, *Juncus* y *Scirpus*. Como consecuencia de la nueva vegetación sumergida y el aumento de la cubeta, se produjo un incremento de los niveles de oxígeno disuelto. Además, entre tres y seis años tras la restauración, la concentración de clorofila *a* disminuyó a valores medios por debajo de los 5 µg L⁻¹, pasando a un estado de oligotrofia (OCDE 1982). En cuanto al zooplancton, la riqueza de todos los grupos aumentó sustancialmente, lo que supuso importantes cambios en la estructura de la comunidad (Antón-Pardo 2011; Antón-Pardo et al. 2011). En el periodo comprendido entre febrero de 1987 a enero de 1988 (Alfonso 1996), se encontraron un total de 14 especies de rotíferos, con una clara dominancia de *Keratella tropica*, y tan sólo se observaron dos especies de crustáceos, el cladóceros *D. magna* en densidades muy bajas y el copépodo *T. prasinus*, cuyos juveniles (principalmente nauplios) alcanzaron las máximas densidades. Los años posteriores a la restauración, la *mallada* acumuló un total de 78 especies de zooplancton, con un total de 60 especies de rotíferos, 5 de copépodos y 13 especies de cladóceros (Antón-Pardo et al. 2013). El aumento de especies de este último grupo es particularmente relevante en el funcionamiento del sistema, ya que su mayor eficiencia en la filtración de fitoplancton (comparado con los microfiltradores rotíferos y nauplios) ayuda en los procesos de clarificación del agua y facilita la existencia de fases claras en hábitats someros (Scheffer et al. 1993).

2. *Mallada del Canyar* (RP): esta charca se excavó, en el verano de 2007, en una zona donde no existía una cubeta previa. Fue parte del proyecto *Life Enebro* y sus dimensiones finales rondaron los 5900 m² de superficie y 1.5 m de profundidad máxima. En este caso, a diferencia de los sistemas temporales restaurados, la excavación sí que alcanzó el nivel freático, por lo que la laguna tuvo agua antes de las lluvias

de otoño (Figura 7). También se introdujeron ejemplares de peces endémicos y vegetación sumergida, de composición similar a la detallada en la *mallada* IP. Paulatinamente desde su primer llenado, la charca tuvo una importante colonización de helófitos (de similar composición a IP) en la propia cubeta y en su orla (Antón-Garrido et al. 2013; Calero et al. 2015). Además, se produjo un rápido desarrollo de la vegetación sumergida con la colonización y establecimiento de nuevas especies de macrófitos pertenecientes a los géneros *Nitella* y *Utricularia*, las cuales llegaron a desarrollar extensas praderas sumergidas (Calero et al. 2015). Las principales variables limnológicas de esta *mallada* se midieron mensualmente durante cuatro años hidrológicos en los que los valores de nutrientes y de conductividad aumentaron con el tiempo mientras que los de oxígeno se redujeron a partir del segundo año y los de clorofila *a* fueron generalmente bajos.

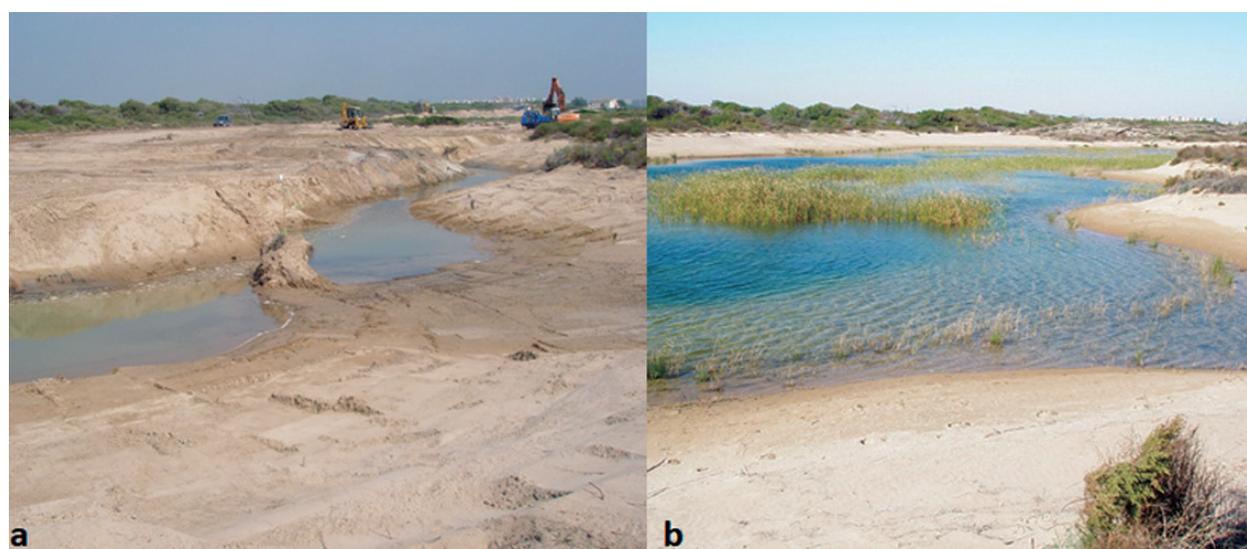


Figura 7. (a) Detalle de los trabajos de excavación en la *mallada* permanente RP, en verano de 2007 (antes de las lluvias de otoño), donde se observa cómo se supera en profundidad el nivel freático; (b) la misma *mallada* en otoño de 2008.

Numerosas especies de zooplancton colonizaron rápidamente esta *mallada* de nueva creación. En la Figura 8 se muestra la riqueza acumulada en esta charca durante los cuatro años de estudio, observándose una alta riqueza ya desde el primer muestreo (12 especies de rotíferos y una de cladóceros), y un aumento progresivo de las especies hasta que la pendiente se suaviza a los dos años de su creación. Tras los cuatro años de estudio, la riqueza acumulada alcanzó las 80 especies, en su mayoría rotíferos (61 especies), seguidos de los cladóceros (13 especies) y finalmente, seis especies de copépodos. El grupo más abundante fue el de los rotíferos sobre todo en los primeros meses con abundancias superiores a los 1000 ind L⁻¹. Las especies más abundantes de este grupo fueron *Anuraeopsis fissa*, *Polyarthra dolichoptera*, *K. tropica*, *Hexarthra oxyuris* y *Trichocerca pusilla*. Los cladóceros presentaron abundancias menores y más constantes durante todo el periodo (máxima de 29 ind L⁻¹). En los años posteriores, los copépodos tuvieron una mayor relevancia, debido a los estadios juveniles, cuyas densidades medias pasaron de 103 ind L⁻¹ a 406 ind L⁻¹ del primer al último año de estudio, respectivamente.

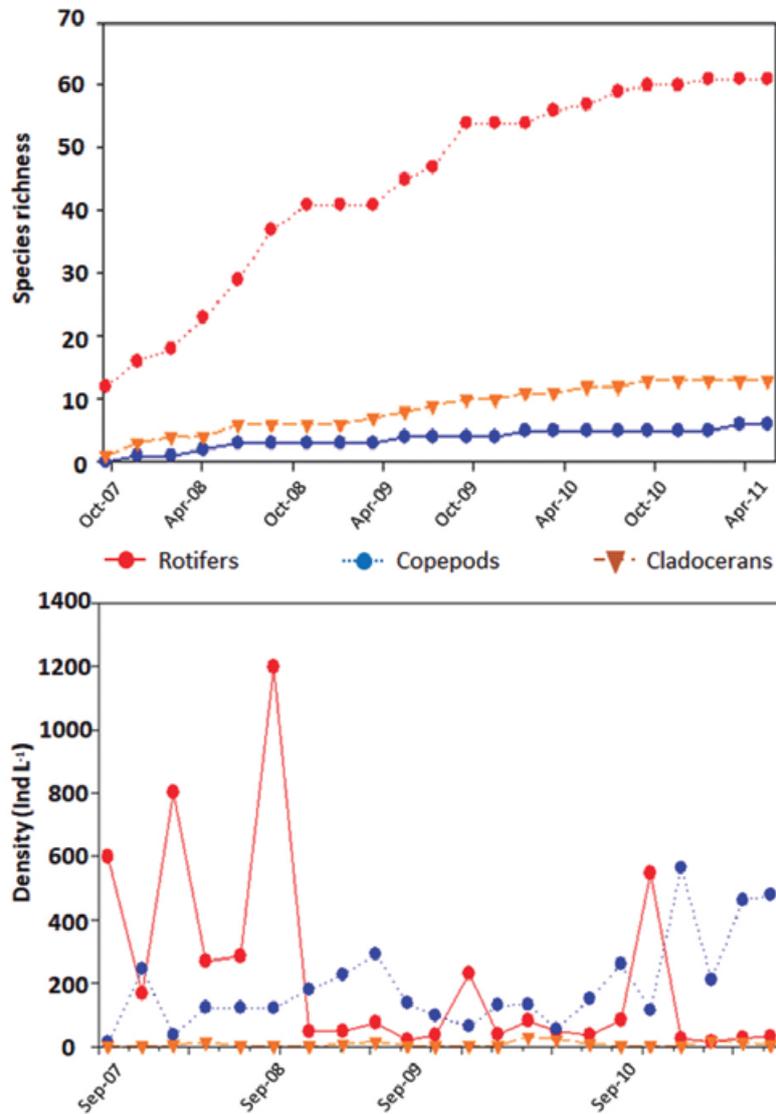


Figura 8. Arriba: Riqueza acumulada de la mallada RP durante el periodo septiembre 2007 a marzo 2011, en intervalos bimensuales, de: rotíferos, copépodos y cladóceros; Abajo: Variación en la densidad de zooplancton de los tres grupos indicados durante el mismo periodo.

3.3. Efecto de la restauración sobre el zooplancton en lagunas temporales

La mayoría de *malladas* tienen carácter temporal por lo que en este apartado vamos a comentar algunos aspectos destacables del zooplancton de este tipo de sistemas sometidos a restauración, como son: la colonización temprana, el banco de huevos y la sucesión ecológica.

1.- Colonización temprana: Las seis *malladas* temporales recientemente restauradas por el proyecto *Life Enebro* (R1 a R6, Figura 1) se muestrearon 15 días después de su primer llenado con las lluvias de finales de septiembre de 2007; precipitaciones que en ese mes se produjeron de forma copiosa lo que permitió un llenado rápido de las lagunas. Esta coyuntura nos permitió documentar la colonización de los principales grupos del zooplancton desde el inicio. Al mismo tiempo, tuvimos la oportunidad de

comparar estas comunidades pioneras con las de un conjunto de ocho *malladas* restauradas en 1998 y 2003, que consideramos de referencia y que se han descrito con más detalle en el apartado 3.1.

En el primer muestreo realizado tras la restauración, en las seis *malladas* recientemente restauradas, se identificaron 30 especies: 24 rotíferos, cuatro copépodos y dos cladóceros (Figura 9). El valor de riqueza en cada *mallada* presentó gran variabilidad: desde cinco especies en R6 a 19 en R1. A excepción de dos especies de rotíferos del género *Cephalodella*, las demás ya habían sido registradas en las *malladas* de referencia en el hidropериodo anterior (2006-2007). Del total de 100 especies aparecidas en el ciclo hidrológico previo, un 28 % se detectó en el primer llenado de las *malladas* recientes (por grupos: un 31% de las 71 especies de rotíferos, un 14% de las 15 especies de cladóceros, un 27% de las 13 especies de copépodos y no se registró la única especie de anostráceo). En alguna de estas charcas, se alcanzaron altas densidades siendo los rotíferos los dominantes con algunas especies, como *H. fennica*, *P. dolichoptera* y *B. angularis*, que presentaron densidades de más de 150 ind L⁻¹. Por el contrario, las *malladas* con baja riqueza también presentaron bajas densidades (R5 y R6).

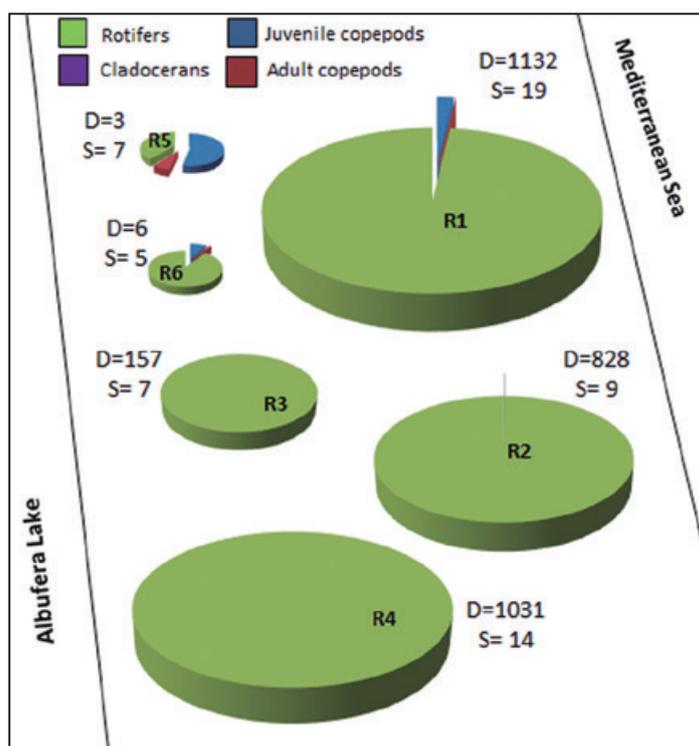


Figura 9. Proporción de los distintos grupos de zooplancton en el primer muestreo (octubre 2007) de las lagunas de reciente creación (R1-R6) indicando la densidad (D) y Riqueza (S) de zooplancton. La situación de las gráficas muestra la posición relativa de cada *mallada*, su tamaño es proporcional a D.

Estas seis *malladas* no están conectadas entre sí ni con otras, por lo que los vectores de dispersión más importantes para la llegada del zooplancton serían el viento y los animales (incluyendo humanos). Desde el primer llenado de las charcas se detectó en algunas de ellas la presencia de un gran número de aves acuáticas (principalmente anátidas). Como la dispersión parece no ser un factor limitante para la llegada del zooplancton (Antón-Pardo et al. 2016), estas *malladas* nuevas actúan como sumideros de inmigrantes que llegan desde las *malladas* vecinas de mayor antigüedad, que a su vez actúan como fuente del conjunto

regional de especies, tal y como sugieren diversos estudios (Caley & Schluter 1997; Leibold et al. 2004; Vanschoenwinkel et al. 2007). Los datos de este primer muestreo ponen de manifiesto que la colonización del zooplancton se da de forma muy rápida en charcas restauradas indicando las buenas habilidades dispersivas de estos organismos, en concordancia con otros estudios al respecto (Louette & De Meester 2004; Frisch & Green 2007; Badosa et al. 2010). Los resultados confirmarían también la gran capacidad colonizadora de los organismos con tiempos de desarrollo más cortos y una respuesta rápida a la eclosión, como son los rotíferos (Brendonck & De Meester 2003, Frisch et al. 2012; Lopes et al. 2014). Asimismo, estos pudieron verse beneficiados por la ausencia de sus competidores directos, los cladóceros, que sólo fueron detectados en dos charcas y en muy bajas densidades. Los cladóceros, a pesar de presentar una diversidad regional relativamente alta (15 especies en 2006-2007), tienen tiempos de generación más largos, con lo que tardarían más tiempo en colonizar nuevos cuerpos de agua (Jenkins & Buikema 1998).

Teniendo presente que la recolonización natural de sistemas acuáticos restaurados está muy influenciada por la presencia de un banco de propágulos en la cubeta previa (Olmo et al. 2012) no es descartable tampoco el reclutamiento a partir de un banco de huevos remanente, aunque el mantenimiento de este banco no fue un criterio que se tuviera presente en los trabajos del *Life Duna* ni *Life Enebro*. Conjuntamente, la aparición temprana de copépodos adultos (incluso hembras ovígeras) en las comunidades activas podría estar indicando también que el banco de formas de resistencia previo a la restauración no fue retirado por completo en algunas *malladas*. Según Frisch & Green (2007) los ciclópodos son capaces de colonizar y hacerse dominantes en pocas horas tras la rehidratación de sus formas de resistencia anhidrobióticas. Otro posible indicador de este banco remanente serían los resultados obtenidos del análisis genético de *D. magna*. Estos revelaron que algunas *malladas* recientes poseían una alta riqueza clonal comparable a las *malladas* de referencia, y muy superior a la esperable tras la reproducción entre los clones colonizadores al cabo de una estación de crecimiento (Ortells et al. 2012).

2.- Banco de huevos: Un corto periodo de tiempo tras la restauración debería ser suficiente para que una charca acumulara un gran número de especies ayudada por una alta tasa de dispersión y el reclutamiento desde el banco de huevos (Louette et al. 2006; Badosa et al. 2010). El inicio del hidropereodo representa el momento de mayor reclutamiento de especies (Olmo et al. 2012) lo que configura posteriormente las comunidades (Boix et al. 2004). En estos primeros estadíos tras la inundación, los residentes se reclutan principalmente a partir de la eclosión de las formas de resistencia acumuladas en el sedimento de las cubetas.

La acumulación de estas formas de resistencia aumenta con el tiempo (en cantidad y diversidad), representando un archivo de la biodiversidad local de cada charca (Hairston 1996; Cáceres 1998). La abundancia y diversidad del banco de propágulos tiene un considerable impacto en la estructura y la dinámica de las comunidades en este tipo de charcas (Marcus et al. 1994; Hairston 1996; Cáceres 1998). Por ello, cabe esperar que la edad de restauración (sobre todo en este caso donde se retiró el sedimento de la cubeta) actúe como factor limitante de la riqueza de la comunidad activa en las *malladas* recientemente restauradas frente a las de mayor antigüedad que posiblemente posean un banco de formas de resistencia más desarrollado.

Además del estudio de las comunidades activas en la columna de agua, el análisis de los bancos de huevos es una herramienta útil para el estudio de la diversidad de las comunidades de zooplancton (Vandekerckhove et al. 2004) integrando las escalas espaciales y temporales (Brendonck & De Meester 2003). En este sentido, los experimentos de eclosión con el banco viable son útiles para comparar las comunidades de charcas con diferentes características (Frisch et al. 2009). Con esa intención, en septiembre de 2010 tomamos muestras de sedimento de tres *malladas* temporales de diferente edad de restauración (R1, I1 y O2). Con

muestras de sedimento homogenizado de cada charca se realizó un experimento *ex situ* de eclosión en acuarios durante un mes (octubre-noviembre de 2010, al mismo tiempo que las charcas se inundaron). El número de especies eclosionadas fue de 13, 15 y 18 en R1, I1 y O2, respectivamente. Todos los acuarios alcanzaron cierta estabilización en la riqueza acumulada entre los días 14 y 18 del experimento. No se registró eclosión de copépodos, pero los ostrácodos fueron comunes a todos ellos. Los rotíferos, de rápida respuesta a la eclosión, fueron el grupo dominante en riqueza: siete especies de ellos fueron comunes a las tres charcas frente a una sola especie común de cladóceros, *D. magna*. Finalmente, en todos los casos dominaron las especies de carácter litoral frente a las únicas cuatro de carácter planctónico (*A. fissa*, *H. fennica*, *D. magna* y *T. stagnalis*). Por el contrario, el número de especies exclusivas fue mayor con la edad de restauración: tres, cinco y ocho en R1, I1 y O2, respectivamente. Entre estas especies exclusivas se encuentra el anostráceo *T. stagnalis* que tan solo eclosionó en los acuarios con sedimento de O2, la única charca que poseía una población activa de este branquiópodo. Además, se detectó un retraso en el tiempo de eclosión (*sensu* Vandekerkhove et al. 2004) asociado a la edad de la *mallada*. Esto concuerda con varios estudios que sugieren que la edad del banco de huevos influye en la tasa de eclosión puesto que los huevos de resistencia más antiguos no eclosionan con la misma facilidad que los nuevos (Hairston et al. 1995; Weider et al. 1997). Esto es posiblemente debido a una progresiva degradación de los componentes fotosensibles que inducen la eclosión (De Meester et al. 1998, Nielsen et al. 2015). Una razón adicional para el retraso en la eclosión de la *mallada* más vieja podría recaer sobre un ajuste temporal debido a la presión competitiva ejercida por el branquiópodo *T. stagnalis*. La presencia de este grupo puede llegar incluso a excluir competitivamente a cladóceros, rotíferos y copépodos los cuales eclosionarían en fases posteriores del llenado, cuando los branquiópodos desaparecen de la columna de agua (De Meester et al. 2016).

3.-Sucesión ecológica: La sucesión ecológica se relaciona con los cambios temporales que se dan en las comunidades. Para evaluar los efectos de la restauración sobre la sucesión en la comunidad de zooplancton seleccionamos una *mallada* recientemente restaurada (R1) y comparamos su comunidad con las de otras dos *malladas* más antiguas (I1 y O2), restauradas respectivamente en 2003 y en 1998, y que hemos considerado como sistemas de referencia. Las tres *malladas* fueron muestreadas mensualmente durante cuatro ciclos hidrológicos: desde el primer llenado de R1 en el otoño de 2007 al secado en la primavera de 2011. Todas son de carácter temporal y durante el periodo de estudio presentaron un hidroperiodo similar (Figura 4), con fases de permanencia del agua más prolongadas en los primeros años y más efímeras el último año. De esta manera, las diferencias en la comunidad de zooplancton debidas al hidroperiodo quedan minimizadas. Como ya se ha descrito anteriormente, las *malladas* nuevas presentaron unas condiciones ambientales ligeramente diferentes a aquellas de más edad. La *mallada* R1 tuvo mayores valores de conductividad, concentración de oxígeno y profundidad. En cuanto a la riqueza de especies por muestreo, las mayores diferencias se observaron entre la *mallada* de más edad (17.6 ± 3.7) y las más recientes (I1: 10.9 ± 3.4 ; R1: 10.5 ± 4.2). Las curvas de acumulación de especies (Figura 10), mostraron en R1 y en I1 un incremento relevante en el primer año, mientras que la pendiente se suavizó los últimos años. Por otro lado, en O2 el incremento pronunciado en el número de especies se produjo tanto en el primer como en el segundo año. De esta manera, O2 fue la *mallada* con un mayor número de especies acumuladas (60 especies), comparado con las 43 de I1 y las 52 de R1 (Figura 10). Por lo que respecta a la composición de la comunidad de zooplancton en la *mallada* nueva, el primer año se observó una dominancia de rotíferos y juveniles de copépodos, típicos organismos pioneros (Frisch & Green 2007; Badosa et al. 2010). En cambio, a partir del segundo año, aunque seguían dominando los juveniles de copépodos, aumentó considerablemente la abundancia de cladóceros, asemejándose más en las proporciones a las lagunas de mayor antigüedad en la restauración (Figura 11). Estos resultados mostraron un aumento de la complejidad de la comunidad de zooplancton en R1, que poco a poco se iría asemejando a la de las *malladas* de más

edad. Este aumento de la diversidad en R1 también pudo estar favorecido por el progresivo desarrollo de la vegetación (que aumenta la disponibilidad de microhábitats) y por el cambio en las variables ambientales (Olmo et al. 2016). Otros estudios señalan que la riqueza de especies es mayor en los hábitats acuáticos de más edad, debido a una mayor acumulación de huevos de resistencia en el sedimento (Badosa et al. 2010; Miguel-Chinchilla et al. 2014), como ocurre en O2. En cambio, la *mallada* más reciente se sitúa en una posición intermedia (con valores superiores a I1). Esta *mallada* fue rápidamente colonizada por diferentes especies después del llenado, y seguramente el mayor rango de variación en las condiciones ambientales (principalmente las variaciones en conductividad y clorofila), permitieron la presencia de un mayor número de especies (por una mayor tasa de reemplazamiento) que en I1, con un ambiente más estable. Para concluir, podemos decir que la restauración en R1 produjo una inmediata y rápida transición hacia condiciones similares a las encontradas en las *malladas* de más edad. Mientras que en el primer año se observaron mayores diferencias en las comunidades de zooplancton, a partir del segundo año, la *mallada* R1 mostró más similitudes con las *malladas* de referencia, con una comunidad más compleja.

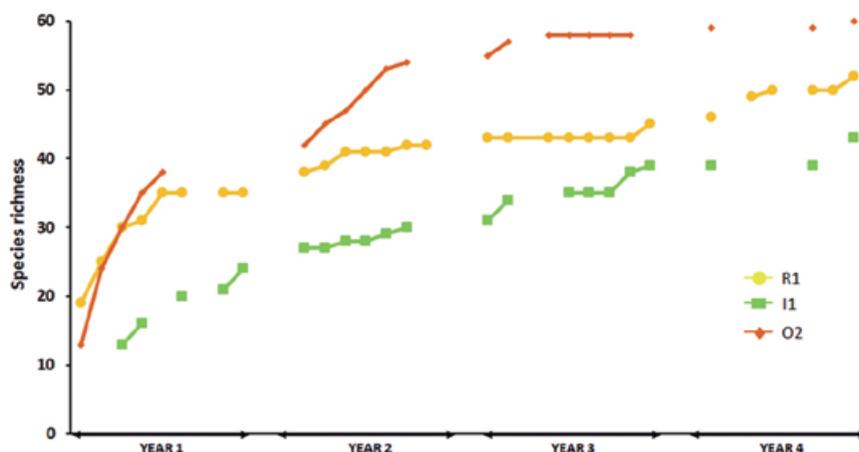


Figura 10: Cambios en la riqueza acumulada de zooplancton en tres *malladas* con diferente edad de restauración: R1 (reciente), I1 (intermedia) y O2 (antigua) durante cuatro ciclos hidrológicos entre 2007 y 2011.

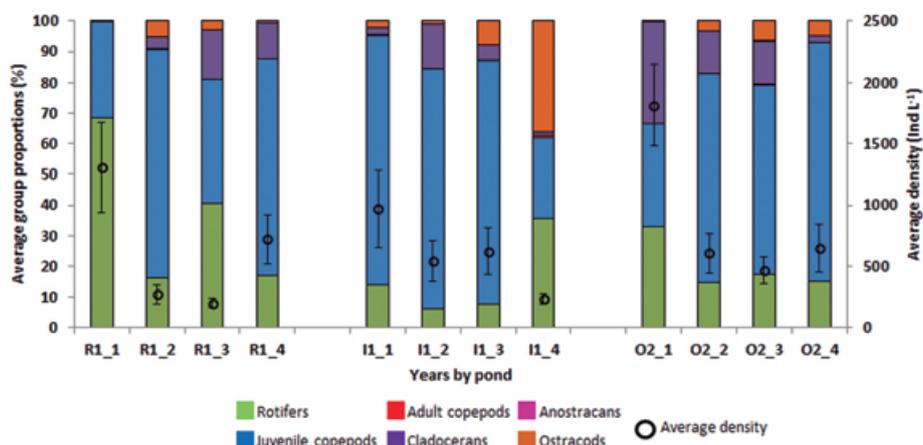


Figura 11: Variación en la abundancia relativa y densidad promedio de los grupos principales de zooplancton en tres *malladas* con diferente edad de restauración: R1 (reciente), I1 (intermedia) y O2 (antigua), durante cuatro ciclos hidrológicos (1-4) entre 2007 y 2011.

4. Conclusiones generales

Los hábitats acuáticos restaurados constituyen una oportunidad única para entender la resiliencia de las comunidades que en ellos habitan y la sucesión ecológica (De Meester et al. 2005). Los diferentes proyectos de restauración que se llevaron a cabo en *La Devesa de El Saler* produjeron un mosaico de ecosistemas acuáticos que habían sido restaurados en diferentes momentos y, por tanto, con diferente edad. Esta coyuntura permitió el seguimiento de las condiciones ambientales y del zooplancton en esas charcas, especialmente en aquellas que fueron restauradas en 2007, ya que se estudió la colonización y la sucesión desde el mismo momento de la restauración de los hábitats. Por otro lado, los organismos zooplanctónicos, con ciclos de vida cortos y rápidas respuestas a variaciones ambientales, pueden ser indicadores adecuados para evaluar el éxito de la restauración (Jenkins 2003; Williams et al. 2008; Antón-Pardo et al. 2013).

Por lo que respecta a los **factores ambientales**, las sucesivas restauraciones han puesto de manifiesto por una parte la rapidez de los cambios y por otra, un patrón claro que se relacionó con una reducción de la conductividad y una rápida colonización por helófitos, que podría acarrear la reducción de la profundidad por colmatación y un incremento de la cantidad de materia orgánica en el sedimento, lo que puede ir acompañado de una disminución del oxígeno disuelto y del pH. Los niveles de nutrientes y de clorofila se mantuvieron fluctuantes, pero no muy elevados.

Respecto a las **comunidades de zooplancton**, inicialmente los nuevos hábitats fueron colonizados por especies con altas tasas de dispersión y de crecimiento (principalmente rotíferos), que en su mayor parte ya estaban presentes en el reservorio regional de especies. Esto podría indicar que la colonización y establecimiento de las especies se produjo desde los hábitats más antiguos, pero dada la rapidez con que se realizó la colonización en algunos casos, no podemos descartar la presencia de un banco de formas de resistencia residual que permaneció viable en el sedimento de algunas *malladas* a pesar del aterramiento y de la restauración, y que en estas nuevas condiciones ambientales volvió a eclosionar y a recolonizar los cuerpos de agua. Los resultados también ponen de manifiesto la importancia que sobre la riqueza de especies tiene el **hidroperiodo**, ya que la riqueza fue mayor en los sistemas permanentes que en los temporales y en éstos fue mayor en aquellos de hidroperiodo más largo. En el caso de los sistemas permanentes, esta elevada riqueza pudo estar influenciada por la introducción accidental de especies zooplantónicas asociadas a la repoblación con peces y macrófitos. Otros factores como la conductividad y aquellos relacionados con la productividad del sistema también tuvieron importancia en la estructuración de las comunidades de zooplancton. Finalmente, **la edad de restauración** tiene un importante reflejo en las comunidades de zooplancton, ya que tuvo gran importancia en la ordenación de las comunidades. Además, la riqueza total estuvo muy influenciada por la edad de restauración, así como la riqueza de microcrustáceos y en particular de cladóceros. Por tanto, estos parámetros podrían ser buenos indicadores del éxito en la restauración. A pesar de la poca diferencia en edad de restauración entre las lagunas, el estudio de la eclosión del banco de huevos de zooplancton permitió distinguir la edad de las mismas en base a la riqueza, número de especies exclusivas y momento de la eclosión.

Un aspecto destacable de nuestro estudio es la rapidez con que han cambiado y se han colonizado los nuevos cuerpos de agua, tanto permanentes como temporales. Esto pone de manifiesto que, en estos sistemas, donde existe buena dispersión del zooplancton, en pocos años (aunque estos

pocos años equivalen a varias generaciones de zooplancton) las comunidades de las lagunas nuevas se asemejan a las viejas, que podrían ser consideradas como sistemas de referencia en ausencia de lagunas naturales no alteradas.

Estos estudios ponen de manifiesto que la eliminación del sedimento (como forma de restauración) de las lagunas colmatadas, natural o artificialmente, ha mejorado las características de los sistemas y recuperado su funcionalidad ecológica, posibilitando una rápida colonización por el zooplancton (y por el conjunto de la comunidad acuática). Los cambios en las variables ambientales y en la vegetación se dieron de forma rápida, pero en estos sistemas tan someros, dada la abundancia de vegetación emergente, los procesos de colmatación se aceleran y en pocos años (aproximadamente 10-15) las lagunas pierden profundidad y quedan con hidroperiodos muy cortos. En estos momentos, nuevas intervenciones parciales que retirasen una parte del sedimento (dejando otra como fuente de propágulos) y de los helófitos en algunas zonas de la laguna, permitirían que estas mantuvieran una elevada heterogeneidad, mayor biodiversidad y un funcionamiento limnológico más adecuado.

Referencias

- Alfonso, M. T., 1996. Estudio de las comunidades zooplanctónicas de los ecosistemas acuáticos del Parque Natural de la Albufera de Valencia. Tesis doctoral. Universidad de Valencia.
- Alonso, M., 1998. Las lagunas de la España peninsular. *Limnetica* 15:1-176.
- Antón-Garrido, B., S. Romo & M. J. Villena, 2013. Diatom species composition and indices for determining the ecological status of coastal Mediterranean Spanish lakes. *Anales del Jardín Botánico de Madrid* 70:122-135.
- Antón-Pardo, M. & X. Armengol, 2010. Zooplankton community from restored peridunal ponds in the Mediterranean region (L'Albufera Natural Park, Valencia, Spain). *Limnetica* 1:133-144.
- Antón-Pardo, M., 2011. Influencia de factores bióticos y abióticos sobre el zooplancton de dos zonas litorales sometidas a importantes efectos antrópicos. Tesis doctoral, Universidad de Valencia.
- Antón-Pardo, M., C. Olmo, R. Ortells & X. Armengol, 2011. La restauración de sistemas acuáticos continentales y su interés para la conservación: el ejemplo de las malladas en el Parque Natural de l'Albufera (Valencia). *Chronica naturae* 1:10-19
- Antón-Pardo, M. & X. Armengol, 2012. Effects of salinity and water temporality on zooplankton community in coastal Mediterranean ponds. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 114:93-99.
- Antón-Pardo, M. & X. Armengol, 2014. Aquatic invertebrate assemblages in ponds from coastal Mediterranean wetlands. *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology* 50:217-230.
- Antón-Pardo, M., C. Olmo, J. M. Soria & X. Armengol, 2013. Effect of restoration on zooplankton community in a permanent interdunal pond. *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology* 49:97-106.
- Antón-Pardo, M., X. Armengol & R. Ortells, 2016. Zooplankton biodiversity and community structure vary along spatiotemporal environmental gradients in restored peridunal ponds. *Journal of Limnology* 75:193-103.
- Arévalo, C., 1916. Introducción a los cladóceros del plancton de la Albufera de Valencia. *Anales del Instituto General y Técnico de Valencia*.
- Arévalo, C., 1918. Algunos rotíferos planctónicos de la Albufera de Valencia. *Anales del Instituto General y Técnico de Valencia*.
- Badosa, A., D. Boix, S. Brucet, R. López-Flores & X. D. Quintana, 2006. Nutrients and zooplankton composition and dynamics in relation to the hydrological pattern in a confined Mediterranean salt marsh (NE Iberian Peninsula). *Estuarine Coastal and Shelf Science* 66:513-522.
- Badosa, A., D. Frisch, A. Arechederra, L. Serrano & A. J. Green, 2010. Recovery of zooplankton diversity in a restored Mediterranean temporary marsh in Doñana National Park (SW, Spain). *Hydrobiologia* 654:67-82.

Benavent Olmos, J. M., P. Collado Rosique, R. M. Martí Crespo, A. Muñoz Caballer, A. Quintana Trenor, A. Sanchez Codoñer & A. Vizcaino Matarredona, 2004. La restauración de las dunas litorales de la Devesa de l'Albufera de Valencia. Ajuntament de València, Valencia.

Blanco, C., 1976. Estudio de la contaminación de la Albufera de Valencia y de los efectos de dicha contaminación sobre la fauna y flora del lago. Tesis Doctoral. Universidad de Valencia.

Bohonak, A. J. & H. H. Whiteman, 1999. Dispersal of the fairy shrimp *Branchinecta coloradensis* (Anostraca): Effects of hydroperiod and salamanders. *Limnology and Oceanography* 44:487-493.

Boix, D., 2002. Aportació al coneixement de la distribució d'anostracis i notostracis (Crustacea: Branchiopoda) als Països Catalans. *Butlletí de la Institució Catalana d'Història Natural* 70:55-71.

Boix, D., J. Sala & R. Moreno-Amich, 2001. The faunal composition of Espolla pond (NE Iberian peninsula): the neglected biodiversity of temporary waters. *Wetlands* 21:577-592.

Boix, D., J. Sala, X. D. Quintana & R. Moreno-Amich, 2004. Succession of the animal community in a Mediterranean temporary pond. *Journal of the North American Benthological Society* 23:29-49.

Boronat, L., M. R. Miracle & X. Armengol, 2001. Cladoceran assemblages in a mineralization gradient. *Hydrobiologia* 442:75-88.

Brendonck, L. & L. De Meester, 2003. Egg banks in freshwater zooplankton: evolutionary and ecological archives in the sediment. *Hydrobiologia* 491:65-84.

Brock, M. A., D. L. Nielsen & K. Crosslé, 2005. Changes in biotic communities developing from freshwater wetland sediments under experimental salinity and water regimes. *Freshwater Biology* 50:1376-1390.

Brönmark, C. & L. Hansson, 2010. *The Biology of lakes and ponds*. Oxford University press. Oxford.

Brucet, S., D. Boix, X. D. Quintana, E. Jensen, L. W. Nathansen, C. Trochine, M. Meerhoff, S. Gascón & E. Jeppesen, 2010. Factors influencing zooplankton size structure at contrasting temperatures in coastal shallow lakes: Implications for effects of climate change. *Limnology and Oceanography* 55:1697-1711.

Cáceres, C.E., 1998. Interspecific variation in the abundance, production and emergence of *Daphnia* diapausing eggs. *Ecology* 79:1699-1710.

Calero, S., W. Colom & M. A. Rodrigo, 2015. The phenology of wetland submerged macrophytes related to environmental factors. *Limnetica* 34:425-438.

Caley, M. J. & D. Schluter, 1997. The relationship between local and regional diversity. *Ecology* 78:70-80.

Collison, N.H., J. Biggs, A. Corfield, M. J. Hodson, D. Walker, M. Whitfield & P. J. Williams, 1995. Temporary and permanent ponds: an assessment of the effects of drying out on the conservation value of aquatic macroinvertebrate communities. *Biological Conservation* 74:125-133.

- De Meester, L., C. Cousyn & J. Vanoverbeke, 1998. Chemical interactions, maternal effects and the hatching of *Daphnia* resting eggs. *Archiv für Hydrobiologie* 52:263-272.
- De Meester, L., S. Declerck, R. Stoks, G. Louette, F. Van De Meutter, T. De Bie, E. Michels & L. Brendonck, 2005. Ponds and pools as model systems in conservation biology, ecology and evolutionary biology. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 15: 715-725.
- De Meester, L., J. Vanoverbeke, L. J. Kilsdonk & M. C. Urban, 2016. Evolving perspectives on monopolization and priority effects. *Trends in Ecology and Evolution* 31:136-146.
- Dussart, B., 1969. Les copépodes des eaux continentales d'Europe occidentale. Tome II: Cyclopoïdes et Biologie. Boubee and Cie, Paris.
- Eitam, A., L. Blaustein, K. Van Damme, H. J. Dumont & K. Martens, 2004. Crustacean species richness in temporary pools: relationships with habitat traits. *Hydrobiologia* 525:125-130.
- Fahd K., L. Serrano & J. Toja, 2000. Crustacean and rotifer composition of temporary ponds in Doñana National Parc (SW Spain) during floods. *Hydrobiologia* 436:41-49.
- Figuerola, J. & A. J. Green, 2002. Dispersal of aquatic organisms by waterbirds: a review of past research and priorities for future studies. *Freshwater Biology* 47:483-494.
- Frisch D., E. Moreno-Ostos & A. J. Green, 2006. Species richness and distribution of copepods and cladocerans and their relation to hydroperiod and other environmental variables in Doñana, south-west Spain. *Hydrobiologia* 556:327-340.
- Frisch, D. & A. J. Green, 2007. Copepods come in first: rapid colonization of new temporary ponds. *Fundamental and Applied Limnology* 168:289-297.
- Frisch, D., A. Arechederra & A. J. Green, 2009. Recolonisation potential of zooplankton propagule banks in natural and agriculturally modified sections of a semiarid temporary stream (Doñana, Southwest Spain). *Hydrobiologia* 624:115-123.
- Frisch, D., K. Cottenie, A. Badosa & A. J. Green, 2012 Strong spatial influence on colonization rates in a pioneer zooplankton metacommunity. *Plos One*. 7:e40205.
- Hairston, N.G. Jr., R. A. Van Brunt, C. M. Kearns & R. Engstrom, 1995. Age and survivorship of diapausing eggs in a sediment egg bank. *Ecology* 76:1706-1711.
- Hairston, N.G., 1996. Zooplankton egg banks as biotic reservoirs in changing environments. *Limnology and Oceanography* 41:1087-1092.
- Hammer, U. T., 1986. Saline lake ecosystems of the world. *Monographie Biologicae*, vol. 59. Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht.
- Jenkins M., 2003. Prospects for biodiversity. *Science* 302:1175-1177.

- Jenkins, D.G. & A. L. Buikema, 1998. Do similar communities develop in similar sites? A test with zooplankton structure and function. *Ecological Monographs* 68:421-443.
- Jeppesen, E., M. Søndergaard, E. Kanstrup, B. Petersen, R. B. Eriksen, M. Hammershøj, E. Mortensen, J. P. Jensen & A. Have. 1994. Does the impact of nutrients on the biological structure and function of brackish and freshwater lakes differ? *Hydrobiologia* 275/276:15-30.
- Leibold, M. A., M. Holyoak, N. Mouquet, P. Amarasekare, J. M. Chase, M. F. Hoopes, R. D. Holt, J. B. Shurin, R. Law, D. Tilman, M. Loreau & A. González, 2004. The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. *Ecology Letters* 7:601- 613.
- Lopes P. M., L. M. Bini, S. A. J. Decklerck, V. F. Farjalla, L. C. G. Vieira, C. C. Bonecker, F. A. Lansac-Toha, F. A. Esteves & R. L. Bozelli, 2014. Correlates of zooplankton beta diversity in tropical lake systems. *PLoSOne* 9(10):e109581.
- Louette, G. & L. De Meester, 2004. Rapid colonization of a newly created habitat by cladocerans and the initial build-up of a *Daphnia*-dominated community. *Hydrobiologia* 513:245-249.
- Louette, G., M. V. Elst & L. De Meester, 2006. Establishment success in young cladocerans communities: an experimental test. *Limnology and Oceanography* 51:1021-1030.
- Louette, G., S. Declerck, J. Vandekerckhove, L. De Meester, 2009. Evaluation of restoration measures in a shallow lake through a comparison of present day zooplankton communities with historical samples. *Restoration Ecology* 17:629-640.
- Marcus, N. H., R. Lutz, W. Burnett & P. Cable, 1994. Age, viability, and vertical distribution of zooplankton resting eggs from an anoxic basin: evidence of an egg bank. *Limnology and Oceanography* 39:154-158.
- Martinoy, M., D. Boix, J. Sala, S. Gascón, J. Gifre, A. Algerich, R. Barrera, S. Brucet, A. Badosa, R. López-Flores, M. Méndez, J. M. Utgé & X. D. Quintana, 2006. Crustacean and aquatic insect assemblages in the Mediterranean coastal ecosystems of Empordà wetlands (NE Iberian peninsula). *Limnetica* 25: 665-682.
- Miguel-Chinchilla, L., D. Boix, S. Gascón, & F. A. Comín, 2014. Taxonomic and functional successional patterns in macroinvertebrates related to flying dispersal abilities: a case study from isolated manmade ponds at reclaimed opencast coal mines. *Hydrobiologia*. 732:11-122.
- Miracle, M. R., M. P. García & E. Vicente, 1984. Heterogeneidad espacial de las comunidades fitoplanctónicas de la Albufera de Valencia. *Limnetica* 1:20-31.
- Miracle, M. R., V. Alekseev, V. Monchenko, V. Sentandreu & E. Vicente, 2013. Molecular-genetic-based contribution to the taxonomy of the *Acanthocyclops robustus* group. *Journal of Natural History* 47: 5-12.
- Mitsch, W. J. & J. G. Gosselink, 1993. *Wetlands* Van Nostrand Reinhold. New York.
- Moss, B., 1994. Brackish and freshwater shallow lakes – different systems or variations on the same theme? *Hydrobiologia* 275/276:1-14.

- Nielsen, D. L., E. W. Jasper, N. Ning & S. Lawler, 2015. High sediment temperatures influence the emergence of dormant aquatic biota. *Marine and Freshwater Research* 66:1138-1146.
- OECD: Organization for Economic Cooperation and Development, 1982. *Eutrophication of waters. Monitoring, assessment and control*. Paris
- Olmo, C., 2016. *Zooplankton assemblages in a Mediterranean restored area: patterns and processes of colonization and establishment*. Tesis doctoral, Universidad de Valencia.
- Olmo, C., X. Armengol, & R. Ortells, 2012. Re-establishment of zooplankton communities in temporary ponds after autumn flooding: Does restoration age matter? *Limnologica* 42:310-319.
- Olmo C., D. Fandos, X. Armengol & R. Ortells, 2015. Combining field observations and laboratory experiments to assess the ecological preferences of *Tanymastix stagnalis* (L., 1758) (Crustacea, Branchiopoda) in Mediterranean temporary ponds. *Ecological Research* 30:663-674.
- Olmo, C., X. Armengol, M. Antón-Pardo & R. Ortells, 2016. The environmental and zooplankton community changes in restored ponds over four years. *Journal of Plankton Research* 38:490-501.
- Oltra R. & M. R. Miracle, 1984. Comunidades zooplanctónicas de la Albufera de Valencia. *Limnetica* 1: 51-61.
- Oltra R. & M. R. Miracle, 1992. Seasonal succession of zooplankton populations in the hypertrophic lagoon Albufera of Valencia (Spain). *Archiv Für Hydrobiologie* 124:187-204.
- Oltra, R., 1993. *Estudio del zooplancton de dos lagunas litorales mediterráneas: el Estany de Cullera y la Albufera de Valencia*. Tesis doctoral, Universidad de Valencia.
- Ortega-Mayagoitia, E., C. Rojo & X. Armengol, 2000. Structure and dynamics of zooplankton in a semi-arid wetland, the National Park de Daimiel (Spain). *Wetlands* 24:629-638.
- Ortells, R., C. Olmo, & X. Armengol, 2012. Colonization in action: genetic characteristics of *Daphnia magna* Strauss (Crustacea, Anomopoda) in two recently restored ponds. *Hydrobiologia* 689:37-49.
- Ortells, R., T. B. H. Thorsten & W. Lampert, 2005. Salinity tolerance in *Daphnia magna*: characteristics of genotypes hatching from mixed sediments. *Oecologia* 143:509-516.
- Rey Benayas, J. M., T. Espigares Pinilla & J. M. Nicolau Ibarra (eds.), 2003. *Restauración de ecosistemas mediterráneos*. Universidad de Alcalá, Spain
- Reyes, I., M. Reina, G. Martín, J. Toja, A. Arechederra, D. León & L. S. Martín, 2006. The aquatic systems of Doñana (SW Spain): watersheds and frontiers. *Limnetica* 25:11-32.
- Rodrigo M. A., C. Rojo & X. Armengol, 2003. Plankton biodiversity in a landscape of shallow water bodies (Mediterranean coast, Spain). *Hydrobiologia* 506-509:317-326.

Romo, S. & M. R. Miracle, 1994 Population dynamics and ecology of subdominant phytoplankton species in a shallow hypertrophic lake (Albufera of Valencia, Spain). *Hydrobiologia* 273:37-56.

Romo, S., J. Soria, C. Olmo, J. Flor, S. Calvo, R. Ortells & X. Armengol, 2016. Nutrients and carbon in some Mediterranean dune ponds. *Hydrobiologia* 782:97-109.

Rueda, J., 2015. Biodiversidad y ecología de mateacomunidades de macroinvertebrados acuáticos de las malladas de la Devesa y del Racó de l'Olla. Tesis doctoral, Univerisdad de Valencia.

Rueda-Sevilla, J., J. A. Aguilar-Alberola & F. Mezquita-Juanes, 2006 Contribución al conocimiento de los crustáceos (Arthropoda, Crustacea) de las Malladas de la Devesa del Parque Natural de la Albufera (Valencia). *Boletín de la Asociación Española de Entomología* 30:9-29.

Sanjaume, E., 1988. The dunes of Saler, Valencia, Spain. *Journal of Coastal Research Special Issue* 3:63-70.

Scheffer, M., 2004. *Ecology of Shallow Lakes*. Springer Science & Business Media. San Diego.

Scheffer, M., S. H. Hopper, M. L. Meijer, B. Moss & E. Jeppesen, 1993. Alternative equilibria in shallow lakes. *Trends in Ecology and Evolution* 8:275-279.

Schneider, D. W. & Frost, T. M., 1996. Habitat Duration and Community Structure in Temporary Ponds. *Journal of the North American Benthological Society* 15:64-86.

Serrano, L. & K. Fahd, 2005. Zooplankton communities across a hydroperiod gradient of temporary ponds in the Doñana National Park (SW Spain). *Wetlands* 25:101-111.

Soria García, J. M., 1997. Estudio limnológico de los ecosistemas acuáticos del Parque Natural de la Albufera de Valencia. Tesis doctoral, Universidad de València.

Soria, J. M. & M. T. Alfonso, 1993. Relations between physico-chemical and biological characteristics in some coastal intradune ponds near Valencia (Spain). *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie* 25:1009-1013.

Spencer, M., L. Blaustein, S. S. Schwartz & J. E. Cohen, 1999. Species richness and the proportion of predatory animal species in temporary freshwater pools: relationships with habitat size and permanence. *Ecology Letters* 2:157-166.

Toumi, N., H. Ayadi, O. Abid, J. F. Carrias, T. Sime-Ngando, M. Boukhris & A. Bouain, 2005. Zooplankton distribution in four ponds of different salinity: a seasonal study in the solar salterns of Sfax (Tunisia). *Hydrobiologia* 534:1-9.

Vandekerkhove J., S. Decklerck, M. Vanhove, L. Brendonck, E. Jeppesen, J. M. Conde-Porcuna & L. De Meester, 2004. Use of ehippial morphology to assess richness of anomopods: potentials and pitfalls. *Journal of Limnology* 63:75-84.

Vanschoenwinkel, B., C. De Vries, M. Seaman & L. Brendonck, 2007. The role of metacommunity processes in shaping invertebrate rock pool communities along a dispersal gradient. *Oikos* 116:1255-1266.

Waterkeyn, A., P. Grillas, B. Vanschoenwinkel & L. Brendonck, 2008. Invertebrate community patterns in Mediterranean temporary wetlands along hydroperiod and salinity gradients. *Freshwater Biology* 53:1808-1822.

Waterkeyn, A., P. Grillas, M. Anton-Pardo, B. Vanschoenwinkel & L. Brendonck, 2011. Can large branchiopods shape microcrustacean communities in Mediterranean temporary wetlands? *Marine and Freshwater Research* 62:46-53.

Weider L. J., W. Lampert, M. Wessels, J. K. Colbourne & P. Limburg, 1997. Long-term genetic shifts in a microcrustacean egg bank associated with anthropogenic changes in the Lake Constance ecosystem. *Proceedings of the Royal Society B* 264:1613-1618.

Wellborn, G. A., D. K. Skelly & E. E. Werner, 1996. Mechanisms creating community structure across a freshwater habitat gradient. *Annual Review of Ecology and Systematics* 27:337-363.

Wetzel, R.G., 2001. *Limnology: lake and river ecosystems*. Gulf Professional Publishing. San Diego.

Williams, P., C. M. Whitfield & C. J. Biggs, 2008. How can we make new ponds biodiverse? A case study monitored over 7 years. *Hydrobiologia* 597:137-148.

Williams, W. D., 1999. Salinisation: A major threat to water resource in the arid and semi-arid regions of the world. *Lakes & Reservoirs: Research & Management* 4:85-91.



CÀTEDRA
D'ECOSISTEMES
LITORALS
MEDITERRANIS



Ajuntament de
Torroella de Montgrí



GrupoTragsa



Generalitat de Catalunya
Departament de Territori
i Sostenibilitat



Parc Natural
del Montgrí, les Illes Medes
i el Baix Ter



Museu de la
Mediterrània



Diputació de Girona

Universitat
de Girona