



Estimación del Impacto Ambiental de la salmuera procedente del rechazo de una desaladora sobre praderas de *Posidonia oceanica*

Grado en Ciencias Ambientales
Facultad de Ciencias Experimentales
Departamento de Agroquímica y Medio Ambiente
Área de Edafología y Química Agrícola

2015/2016

Tutores: GÓMEZ LUCAS, IGNACIO y NAVARRO PEDREÑO, JOSÉ

Autor: BERNÁ SIGÜENZA, LAURA

Resumen:

El presente estudio está basado en la valoración del impacto producido por la desaladora situada en el término de *Mutxamel* (Alicante) sobre las praderas de *Posidonia oceanica*, catalogada como especie protegida y presente en dicha zona, cerca del emisario submarino de salmuera. Para ello se han analizado una serie de supuestos, mediante simulaciones, variando las condiciones del medio receptor de la salmuera, como la velocidad y la dirección de las corrientes y el caudal de rechazo. Para determinar en cada caso cómo afectaría el efluente procedente del rechazo a la salinidad del entorno y concretamente a esta fanerógama, se ha usado el programa de simulación DESCAR 3.0. Por otro lado, para el cálculo de superficies afectadas se ha empleado el programa QGIS. El manejo de estos programas nos permite obtener los datos necesarios para poder estimar la magnitud del impacto de los casos más críticos. Los resultados indican que el incremento de salinidad en las aguas costeras de la zona provocaría un impacto ambiental compatible, lo cual no significa que no haya perturbaciones en el medio marino y que puedan afectar a los ecosistemas y a esta especie en buena medida.

Palabras clave: *Posidonia oceanica*, medio marino, impacto ambiental, desaladora.

Abstract:

This study is based on the impact assessment produced by the desalination plant located in the municipality of *Mutxamel* (Alicante) on seagrass meadows, as protected species present in the area near the outfall brine. It has been analysed a number of assumptions, simulations, varying the conditions of the receiving environment brine, such as speed and direction of currents and flow of rejection. To determine in each case how it would affect the effluent from the rejection of the salinity on the environment and specifically to this flowering plant, it has been used the simulation program DESCAR 3.0. Moreover, for calculating affected surfaces it has been used QGIS program. The management of these programs allows us to obtain the necessary data to estimate the magnitude of the impact of the most critical cases. The results indicate that increased salinity in coastal waters of the area will cause a compatible environmental impact, which does not mean that there are no disturbances in the marine environment and that will affect ecosystems and largely this species.

Key words: *Posidonia oceanica*, marine environment, environmental impact, desalination plant.

AGRADECIMIENTOS

En primer lugar, quiero agradecer a Ignacio y José, mis tutores, por la dedicación y la ayuda que me han proporcionado durante la realización de este trabajo fin de grado. Gracias por transmitir vuestra vocación cada día, por vuestro apoyo y enseñanzas, sin vosotros todo esto no hubiese sido posible.

Desde estas páginas también quiero dar las gracias a todas aquellas personas que, de una u otra forma, han contribuido a la elaboración de este trabajo:

A todos los profesores que durante estos 4 años me han llenado de sabiduría, ideas y conocimientos, me llevo conmigo una parte de vosotros.

Muy especialmente a mis padres, Rosa y Juanvi, por darme todo lo que tengo en la vida y tener siempre fe ciega en mí.

A mis compañeros y amigos de clase, por llenar de felicidad tantos momentos.

Finalmente deseo agradecer a toda mi familia y amigos, por no dejar de estar pendiente de mí nunca y celebrar conmigo cada meta conseguida como si fuese vuestra.

ÍNDICE

1. INTRODUCCIÓN	5
1.1. LA EVALUACIÓN DE IMPACTO AMBIENTAL DE PROYECTOS	5
1.2. LOS ESTUDIOS DE IMPACTO AMBIENTAL	6
1.3. METODOLOGÍAS PARA LA IDENTIFICACIÓN Y VALORACIÓN DE LOS IMPACTOS EN LA ELABORACIÓN DE LOS ESTUDIOS DE IMPACTO AMBIENTAL	7
1.4. MÉTODOS CUANTITATIVOS EN EVALUACIÓN DE IMPACTO AMBIENTAL	9
1.4.1. MODELOS DE PREDICCIÓN	10
1.5. MÉTODOS DE DILUCIÓN DE CONTAMINANTES EN EL AGUA	11
1.6. SALINIDAD E IMPACTO AMBIENTAL MARINO	13
1.7. LA DIFUSIÓN SALINA Y LA <i>POSIDONIA OCEANICA</i>	14
2. OBJETIVOS	16
3. METODOLOGÍA	17
3.1. DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO	17
3.2. CARACTERÍSTICAS DE LA PLANTA DESALINIZADORA	19
3.3. PRADERAS DE POSIDONIA	20
3.4. METODOLOGÍA APLICADA: DESCAR V.3.0	21
3.5. SIMULACIONES REALIZADAS	23
3.6. METODOLOGÍA APLICADA AL QUANTUM GIS V.2.14	24
3.7. MAGNITUD Y ESTIMACIÓN DEL IMPACTO	25
4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	26
4.1. SUPUESTOS ANALIZADOS	26
4.2. SELECCIÓN DE CASOS MÁS CRÍTICOS	29
4.3. ELABORACIÓN DE MAPAS PARA EL ESTUDIO DE ÁREAS AFECTADAS	30

4.4. CÁLCULO DE LA MAGNITUD Y ESTIMACIÓN DEL IMPACTO	32
4.5. TRANSFORMACIÓN DE LA MAGNITUD A UNIDADES HOMOGÉNEAS	35
5. CONCLUSIONES	38
6. BIBLIOGRAFÍA	39



1. INTRODUCCIÓN

1.1. LA EVALUACIÓN DE IMPACTO AMBIENTAL DE PROYECTOS

Se denomina Evaluación de Impacto Ambiental (EIA) a todo el procedimiento necesario para la valoración de los impactos ambientales de las distintas alternativas de un proyecto determinado, con el objetivo de seleccionar la mejor desde un punto de vista ambiental. Es importante decir que el significado específico cambia según los países, aunque la filosofía es siempre la misma. No se trata de no realizar obras o de rechazar su ejecución, sino de elegir la mejor opción de uso y de proponer la forma más adecuada de hacerlas, a ser posible mejorando la calidad ambiental del entorno afectado y si esto no es posible, realizándolas de la manera menos impactante.

En cuanto a la legislación, que es distinta según las comunidades autónomas pero que tiene una base común estatal (Quintana y García de Enterría, 2002) sobre la que se rige esta normativa tenemos lo siguiente:

✚ A nivel de la Comunidad Valenciana:

- Ley 2/1989 de Estudio de Impacto Ambiental
- Decreto 162/1990 que desarrolla el Reglamento de Estudio de Impacto ambiental
- Orden del 3 de enero de 2005, por el que se establecen el contenido mínimo de los Estudios de Impacto Ambiental
- Decreto 32/2006, que modifica al Decreto 162/1990

✚ A nivel nacional:

- Ley 21/2013 sobre Estudio de Impacto Ambiental

✚ A nivel de la Comunidad Económica Europea (CEE)

- Directiva 2011/92/UE relativa a la evaluación de las repercusiones de determinados proyectos públicos y privados sobre el medio ambiente.

1.2. LOS ESTUDIOS DE IMPACTO AMBIENTAL

Podemos definir el Estudio de Impacto Ambiental (EslA) (Anexo I del Reglamento del RD1131/1988) como: *“El documento técnico que debe presentar el titular del proyecto, y sobre la base del que se produce la Declaración de Impacto Ambiental. Este estudio deberá identificar, describir y valorar de manera apropiada, y en función de las particularidades de cada caso concreto, los efectos notables previsibles que la realización del proyecto produciría sobre los distintos aspectos ambientales (efectos directos e indirectos; simples, acumulativos o sinérgicos; a corto, a medio o a largo plazo; positivos o negativos; permanentes o temporales; reversibles o irreversibles; recuperables o irrecuperables; periódicos o de aparición irregular; continuos o discontinuos)”*.

Este estudio debe ser redactado preferentemente por un equipo multidisciplinar de técnicos expertos que no dejen lagunas de información y que traten todos sus puntos correctamente. Así mismo, hay que hacer especial hincapié en qué se debe trabajar y exponer los datos de la forma más objetiva posible, pese a la dificultad que ello conlleva. Como indican diversos autores entre los que destaca Gómez Orea (2002), el Estudio de Impacto Ambiental es una pieza fundamental para la toma de decisiones en el proceso de evaluación y sobre el que se basará el Órgano Ambiental para realizar la Declaración de Impacto Ambiental (DIA).

El lenguaje a utilizar en la redacción debe ser técnico para mantener el rigor, pero también ha de ser claro, conciso y fácil de comprender y leer, evitando grandes listados de datos, que tienen su lugar en los anexos. La claridad es muy importante, dado que va a estar en manos de profesionales de diversa índole dentro del campo del medio ambiente y fuera del mismo.

En el mismo Reglamento de Evaluación de Impacto Ambiental (Real Decreto 162/1990, de la Generalitat Valenciana) se concretan los apartados de los que debe constar el Estudio de Impacto Ambiental (Conesa, 2010), el cual incluye la sección de valoración de impactos en la que centraremos este trabajo, obtenida a partir de un proceso de simulación previo. Los procedimientos de simulación tienen un

carácter preventivo y ayudan a poder realizar la valoración y prevención de impactos (Gómez Orea, 2002). En concreto los apartados son:

- ✚ Descripción del proyecto y sus acciones.
- ✚ Examen de las alternativas técnicamente viables y justificación de la solución adoptada.
- ✚ Inventario ambiental y descripción de las interacciones ecológicas o ambientales claves.
- ✚ Identificación y valoración de impactos.
- ✚ Establecimiento de medidas protectoras y correctoras.
- ✚ Programa de vigilancia ambiental.
- ✚ Documento de síntesis

1.3. METODOLOGÍAS PARA LA IDENTIFICACIÓN Y VALORACIÓN DE LOS IMPACTOS EN LA ELABORACIÓN DE LOS ESTUDIOS DE IMPACTO AMBIENTAL

Se entiende por metodología a un conjunto de reglas o normas y de procedimientos que rigen la realización de los estudios de impacto sobre el medio ambiente (Garmendia, 2005). Para realizar los estudios de impacto ambiental se pueden utilizar diferentes metodologías.

Algunos métodos son generales, otros muy específicos, pero de todos ellos pueden extraerse técnicas, que con variaciones, pueden ser útiles para la evaluación. Se van a clasificar según la parte de la evaluación en que generalmente se usan, aunque algunos de los métodos proporcionan por si mismos una manera completa de proceder. La mayor parte de estos métodos se elaboraron para trabajos concretos por lo que, en ocasiones, no es sencillo su uso tal y como fueron creados, pero adaptándolos a cada proyecto concreto, pueden llegar a ser muy útiles.

Existen numerosos modelos y procedimientos para la evaluación de impactos sobre el medio ambiente o sobre alguno de sus factores. Algunos son generales pretendiendo ser universales y otros son específicos para situaciones y aspectos

concretos. Otros son cualitativos y otros cuantitativos y operan con amplias bases de datos. Como se ha comentado, la mayoría de los métodos que se han desarrollado han sido para proyectos concretos, resultando por ello su generalización. A continuación se citan brevemente las metodologías más utilizadas:

✚ Sistemas de redes y gráficos.

- Matrices causa-efecto (Leopold).
- Listas de chequeo o de referencia.
- Grafos o redes de relación causa-efecto.
- Método de CNYRPAB.
- Método de Sorensen.
- Método de Bereano.
- Guías Metodológicas del MOPU y del MMA.
- Consideraciones Ambientales del Banco Mundial.

✚ Sistemas cartográficos.

- Superposición de transparentes.
- Método de Mc Harg.
- Método Tricart.
- Sistema de planificación ecológica de Falque.

✚ Análisis de sistemas.

✚ Métodos basados en indicadores, índices e integración de la evaluación.

- Método de Holmes.
- Método de la Universidad de Georgia.
- Método de Hill-Schechter.
- Método de Fisher-Davies.

✚ Métodos cuantitativos.

- Sistemas Batelle-Columbus.
- Modelos de Predicción.

1.4. MÉTODOS CUANTITATIVOS EN EVALUACIÓN DE IMPACTO AMBIENTAL

En los sistemas cuantitativos, que en principio son las metodologías aparentemente más idóneas para las evaluaciones de los impactos, hay dos tipos de métodos posibles, los cuales los podemos clasificar en dos categorías: los parciales como los Modelos de Predicción de la calidad del aire o del agua debido a unas determinadas fuentes de contaminación y a las características y condiciones del medio receptor; y los globales como el Método de Battelle. La dificultad de los métodos cuantitativos reside, por un lado en los medios necesarios para realizar las mediciones de los parámetros que se precisan evaluar (Encinas y Gómez de Balugera, 2014), y de otro la dificultad real de no tener datos de referencia de proyectos similares o de trabajar sobre un proyecto que, obviamente, no está en fase de funcionamiento

Para que sea posible realizar una valoración cuantitativa, se requiere expresar las características del elemento ambiental de forma medible mediante factores ambientales (Aguiló *et al.*, 1998). Por tanto, los efectos producidos también deben de serlo. En ocasiones pueden medirse directamente, pero lo usual es que se requiera la utilización de un proceso más elaborado. Por ejemplo, la calidad del agua puede venir dada por la existencia de determinadas especies, por la cantidad de oxígeno que tiene disuelto o por la cantidad de determinados contaminantes, por lo que no se puede utilizar una medida directa sino que hay que elaborar un índice partiendo de varias características.

Cada uno de los indicadores o índices del impacto ambiental vienen expresados en distintas unidades, por tanto, para que sea posible trabajar con ellos y comparar los resultados obtenidos con los de otros impactos se requiere expresarlos en una unidad común, unidades homogéneas, para lo que se utilizan las funciones de transformación.

Para identificar los impactos se parte del conocimiento del proyecto y del estudio del medio (Gómez Orea y Gómez Villarino, 2013). Se puede proceder con distintos niveles de profundización, utilizando diferentes metodologías como son las listas de chequeo, las matrices de causa efecto y los diagramas de redes. Previo a identificar los impactos, se debe desarrollar una serie de tareas como el análisis de las

posibles alternativas, para determinar el árbol de acciones del proyecto susceptible de producir impactos, y estudiar el medio en que se va a desarrollar la obra, es decir, hacer el inventario ambiental y obtener de él, el árbol de factores.

Dentro de los métodos cuantitativos tenemos los modelos de predicción o simulación. Muchos de ellos están basados en el uso de modelos de difusión de contaminantes en la atmósfera (Manzur *et al.*, 2012) o como el que nos interesa, de dilución de contaminantes en el agua (Yzocupe, 2005). Estos métodos son tan relevantes que el Ministerio de Agricultura y Medio Ambiente español (MAGRAMA) creó una norma técnica denominada “Análisis de Herramientas de evaluación de la difusión y comportamiento de agentes químicos en el marco de la normativa de Responsabilidad Medioambiental” que puede ser consultada en su web y que se actualiza periódicamente.

1.4.1. MODELOS DE PREDICCIÓN

Los modelos de predicción están basados en modelos de difusión de contaminantes en la atmósfera o de dilución de contaminantes en el agua (Skiba y Parra-Guevara, 2011). Los modelos realizan un análisis, cuya precisión varía en función de la cantidad y fiabilidad de los datos iniciales existentes, mediante la modelización de las características básicas de los medios: emisor, difusor y receptor, considerando las interrelaciones temporales y espaciales.

Estos modelos suministran una gran cantidad de información. Por ejemplo, los modelos de dilución en el medio acuático permiten obtener datos y resultados concretos de los siguientes aspectos:

- ✚ Evaluación del impacto ambiental de un foco contaminante en el agua, ya sea de nueva implantación o existentes, o de focos múltiples.
- ✚ Estudio de las situaciones preoperacionales (iniciales) para determinar la contaminación de fondo existente en un lugar.
- ✚ Determinación de la capacidad de carga de una determinada actividad, que genera un cierto contaminante.

- ✚ Diseño de redes de vigilancia de la calidad del agua.
- ✚ Optimización técnica de los emisarios (longitud, número de bocas, altura de las mismas, posición del emisario, etc.).
- ✚ Predicciones de contaminación potencial.
- ✚ Planificación de las actividades según capacidad de acogida y modificación del medio.

1.5. MÉTODOS DE DILUCIÓN DE CONTAMINANTES EN EL AGUA

El medio acuático es dinámico y de composición variable, de manera que en él los contaminantes originados por un foco pueden diluirse, transformarse o sedimentarse (Yzocupe, 2005). Obviamente esta es una consideración acertada, aunque podría pensarse que ligeramente simplista, en la medida que no tiene en cuenta la interacción del componente biótico presente en el medio acuático, lo que podría hacerse en ciertos casos en los que las sustancias contaminantes fuesen mayoritariamente tomadas por las plantas o los animales teniendo una repercusión sobre la cadena trófica. Es importante considerar para determinadas sustancias, el posible efecto de bioacumulación que se puede producir para determinadas sustancias y organismos marinos.

En cualquier caso, podemos indicar que la toma de contaminantes por los elementos vivos del medio es de forma muy simplificada, cuantitativamente despreciable, en la mayor parte de los casos, cuando se estudia la dinámica de estas sustancias, aun cuando la repercusión sobre los componentes bióticos es fundamental en los estudios de impacto ambiental, y de hecho se tiene muy en cuenta a la hora de establecer los objetivos de calidad de los diferentes sistemas acuáticos.

La capacidad de autodepuración de las aguas que reciben una cierta cantidad de contaminante, depende del volumen y carga contaminante del vertido, del caudal del medio receptor, de su contenido de oxígeno y de su capacidad de reoxigenarse (Domenech, 1995). Naturalmente que estamos considerando el caso más habitual que supone la presencia de un contaminante orgánico o, en menor medida, inorgánico que es susceptible de eliminarse o transformarse mediante la oxidación

que genera el sistema acuático. En un caso más general, el poder de autodepuración de las aguas depende de la composición y caudal del cauce o extensión de la zona receptora, del caudal del foco contaminante y de la concentración en la o las sustancias potencialmente contaminantes.

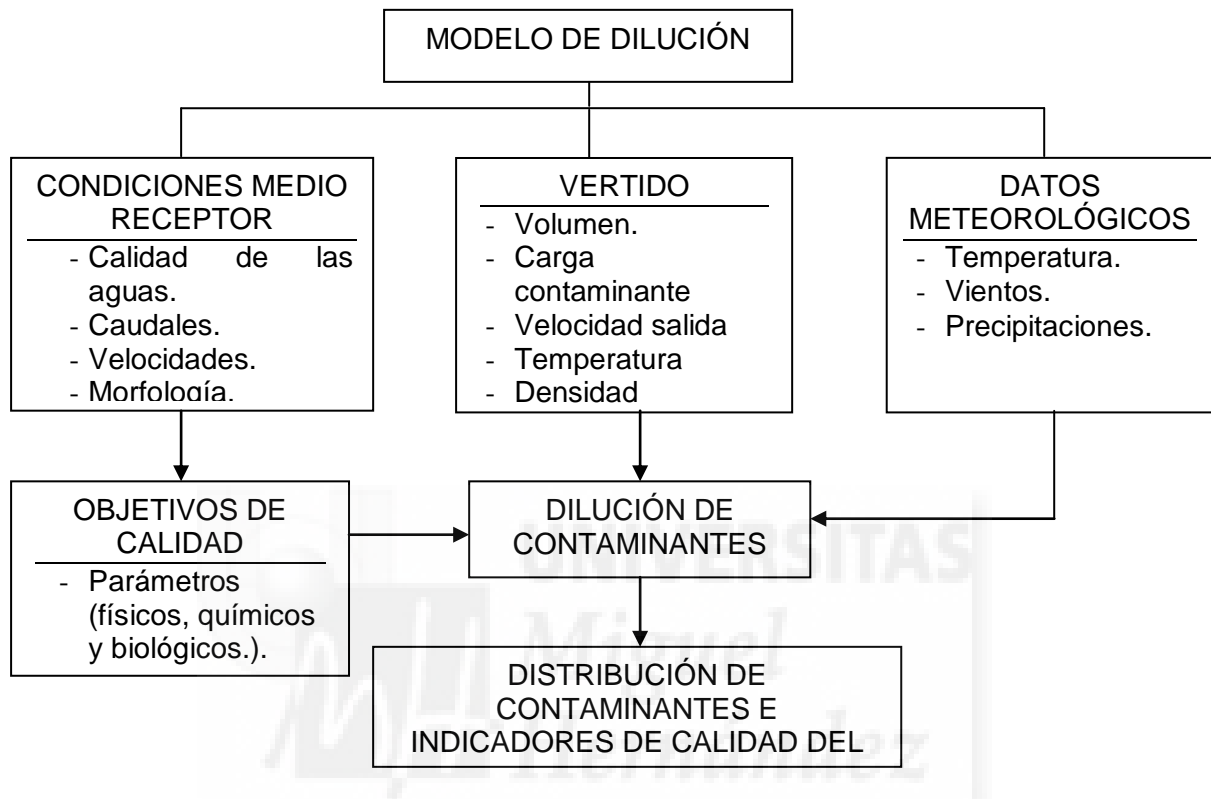


Figura 1. Proceso para el Modelo de Dilución de un efluente líquido.

Obviamente, frente a todas las sustancias el medio receptor no tiene el mismo poder de autodepuración y, en algunos casos, éste es inexistente y solo el efecto de dilución hace que no se manifieste de una manera más importante e inmediata el impacto negativo de un contaminante en el agua. Los modelos de dilución son una representación, más o menos compleja, de la forma en que se comporta un sistema acuático real (sea río, estuario o mar). Son instrumentos que permiten reflejar el funcionamiento de un sistema real para emplearlos como herramientas de análisis para conocer los cambios que se pudieran producir en el medio ante determinadas circunstancias adversas de presencia de contaminantes. En la figura 1, se indica un diagrama en el que se especifica el proceso del modelo para la dilución de efluentes líquidos.

Estos métodos de dilución efectúan un análisis bien ajustado si existen datos básicos, suficientes y correctos, de la zona afectada por las emisiones o vertidos o de uno o varios focos, mediante la modelización de las características básicas de los medio emisor, difusor y receptor, considerando las interrelaciones temporales y espaciales. En el caso del agua, puede utilizarse la capacidad de absorber una carga contaminante por el cuerpo receptor de un vertido, como medida de ajuste del tratamiento de los efluentes líquidos.

En la actualidad, se dispone de programas de cálculo y de datos bien tabulados para calcular la dispersión, el efecto y resultados de la eliminación de efluentes residuales por dilución, generando modelos predictivos. Estos modelos se utilizan también como paso previo al diseño de las instalaciones de depuración y para controlar y vigilar los niveles de contaminación en el agua.

Los sistemas de aguas naturales (como el mar), están constituidos por un conjunto de subsistemas que se relacionan entre sí de forma compleja. Por una parte, hay una serie de factores naturales que afectan al sistema, como las lluvias, radiación solar, vientos, escorrentías, biota, mareas, etc., y por otro lado, hay una serie de acciones del hombre, que inciden en el sistema, afectando a las funciones de muchos de sus componentes y en definitiva, a la calidad de las aguas, como son las variaciones de flujo de las corrientes, el aporte de nutrientes, y en nuestro caso la introducción de contaminantes (salmuera) que pueden variar las características físicas y biológicas del sistema.

1.6. SALINIDAD E IMPACTO AMBIENTAL MARINO

La necesidad cada vez mayor de agua dulce en las zonas deficitarias del planeta, ha incidido en el desarrollo de nuevas tecnologías para obtener este recurso desde fuentes no convencionales como las aguas marinas. Entre todas las tecnologías destinadas a la obtención desde estas aguas con elevado contenido en sales, destaca la desalinización y en concreto la que utiliza la ósmosis inversa.

La desalinización de agua se ha convertido en una importante fuente de recursos y en una actividad industrial creciente en el ámbito mediterráneo. Esta actividad genera vertidos de aguas concentradas en sales (salmuera) a los océanos en puntos concretos de la costa que pueden afectar al medio marino y se convierten en el principal impacto marino de esta actividad (Marín-Guirao *et al.*, 2011). Esta agua concentrada en sales se elimina por medio de emisarios submarinos que afectan a una zona costera concreta, dependiendo de las características técnicas del mismo y las condiciones del medio, entre las que destacan la velocidad de las corrientes y el viento.

La dispersión de estas sales, entendidas como factor perturbador y contaminante del medio, debe ser evaluada en cualquier proyecto y determinado el impacto ambiental que pueden producir en el medio.

1.7. LA DIFUSIÓN SALINA Y LA *POSIDONIA OCEANICA*

Los ecosistemas marinos son especialmente vulnerables a los impactos ambientales y al cambio climático. El número de impactos que afectan a las zonas costeras es cada día mayor y tienen relación con la eutrofización, las emisiones costeras, los impactos mecánicos y la erosión submarina, afectando especialmente a las praderas marinas (Marbà y Duarte, 2010). Los estudios de los emisarios submarinos y la dispersión de sus descargas como puedan ser las aguas residuales, depuradas o no, y la salmuera de las desaladoras, se convierten en crucial para establecer cuáles son los efectos e impactos sobre el ecosistema marino.

La *Posidonia oceanica* (también se describe como *Posidonium oceanicae* en Díaz-Almela y Duarte, 2008) es la planta que forma las praderas marinas más abundantes en el mar Mediterráneo (Meinesz *et al.*, 2009), pero a pesar de ello es una especie endémica y sus formaciones están protegidas por las diferentes regulaciones ambientales acordes con la importancia ecológica y los servicios ecosistémicos que producen (Sánchez-Lizaso *et al.*, 2008). Entre los servicios ambientales que presta destaca la oxigenación de las aguas y el ser un hábitat de gran relevancia para muchas especies (Figura 2).



Figura 2. Pradera de *Posidonia* bajo aguas del levante Almeriense (Fuente: Programa de Gestión Sostenible del Medio Marino. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, 2016).

La importancia de las praderas de *Posidonia* es merecedora de la máxima protección y garantía de calidad de las zonas costeras. En este sentido, destaca por ejemplo la declaración de monumento natural del Arrecife barrera de *Posidonia* de Roquetas de Mar (Almería) en el año 2001 y que ocupa una extensión de 108.01 ha y los programas de actuación para su mejora y protección que está aplicando la Junta de Andalucía y pueden ser consultados en la página web de la Consejería de Medio Ambiente.

Las descargas de salinidad que aumentan el umbral de salinidad del medio en el que vive adaptada esta especie, pueden ser perjudiciales para las praderas de esta fanerógama marina que se considera comunidad clímax en el Mediterráneo.

Se ha detectado que esta especie es sensible a los cambios del medio en zonas próximas a emisarios submarinos, en concentraciones próximas a 38,4 y 39,8 g/L con reducción de la abundancia de tallos, del tamaño de la hoja y otras alteraciones (Sánchez-Lizaso *et al.*, 2008). Por ello es necesario entender y predecir los intervalos de tolerancia y los efectos que pueden producir los cambios del régimen de salinidad en el que vive esta especie, tales como los inducidos por las descargas hipersalinas de las plantas desalinizadoras (Ruíz *et al.*, 2009).

2. OBJETIVOS

Teniendo en consideración la relevancia que tienen las praderas de *Posidonia oceanica* para la calidad de las aguas de las costas mediterráneas y la necesidad de prevenir posibles cambios en su medio marino, especialmente considerando en este caso la salinidad, se realiza este trabajo de estimación y valoración del impacto ambiental en una zona costera de la provincia de Alicante afectada por un emisario submarino, mediante el uso de herramientas de simulación.

Para llevar a cabo este objetivo, se estudiará el vertido de salmuera mediante el uso del programa DESCAR (v. 3.0), que se trata de una aplicación informática para la simulación por ordenador de la dispersión de contaminantes en el agua.

Para alcanzar la finalidad de este trabajo se desarrollarán los siguientes objetivos específicos:

- ✚ Definición de la zona de estudio.
- ✚ Descripción de la planta desalinizadora y situación del emisario.
- ✚ Recopilación de información y niveles de afección por hipersalinidad de la *Posidonia oceanica*.
- ✚ Establecimiento de criterios de valoración para la estimación del impacto ambiental.
- ✚ Desarrollo de simulaciones para prevenir cambios operativos en el sistema de desalinización.
- ✚ Selección de casos críticos.
- ✚ Estudio de las zonas afectadas.
- ✚ Determinación de la magnitud y valoración del impacto ambiental.

3. METODOLOGÍA

3.1. DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO

El déficit hídrico de las comarcas meridionales de la Comunidad Valenciana es importante. Entre otras medidas paliativas, se encuentra la de la instalación de plantas desalinizadoras de aguas marinas o salobres. En este caso se estudia la situada en el término municipal de *Mutxamel*, colindante con el municipio de El Campello, cuya costa es la que se ve afectada por esta actividad (Figura 3).

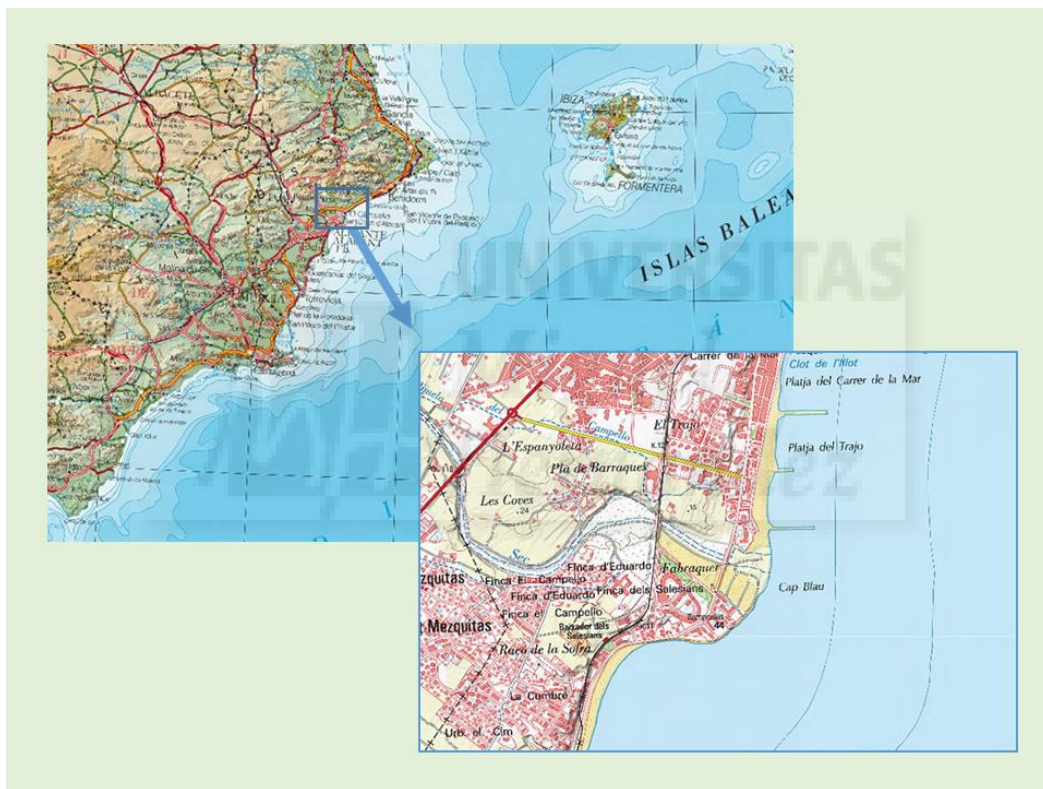


Figura 3. Mapa de localización de la zona de estudio (Fuente: Instituto Geográfico Nacional).

El área concreta se situa próxima a la desembocadura del río Seco (*Monnegre*) en la costa de El Campello (Alicante). La zona de estudio se incluye dentro de la cuenca hidrográfica del Júcar, concretamente en la zona más oriental del sistema de explotación del *Vinalopo-Alacantí*. Los cauces fluviales de este sector se caracterizan por cursos rápidos y cortos, predominando los de tipo rambla. La

actuación ambiental objeto de la simulación se localiza en la zona de influencia del acuífero San Juan-Campello, acuífero costero de unos 65 km² de extensión que, en la actualidad, presenta problemas de intrusión marina con alta concentración de cloruros.

Respecto al medio biótico terrestre, la vegetación en las áreas afectadas por el proyecto de instalación de la planta desalinizadora se reduce a zonas de matorral y áreas degradadas, vegetación ruderal, zonas de cultivo y comunidades propias de ríos y ramblas tales como los adelfares. En general, las comunidades faunísticas se han adaptado a la vegetación presente, predominando especies típicas de zonas antropizadas y de cultivo. No obstante, asociadas al entorno del cauce del río Seco, aparecen algunas especies incluidas en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas, como de interés especial: avión zapador (*Riparia riparia*), que instala sus nidos en los taludes arenosos de los ríos secos.

En cuanto al medio biótico marino, objeto de este trabajo fin de grado, destaca la presencia en la zona de estudio de dos fanerógamas marinas protegidas por la Directiva 92/43/CEE: la *Posidonia oceanica*, hábitat de interés comunitario prioritario, y *Cymodocea nodosa*, cuyo hábitat son los bancos de arena cubiertos permanentemente por agua marina poco profunda, siendo también zonas de interés comunitario (Díaz-Almela y Duarte, 2008). Las praderas de *Posidonia* bien desarrolladas se localizan en los extremos norte y sur, a unos 1.000 m y 1.400 m respectivamente del punto de vertido, a profundidades superiores a 10 m. Cerca de la desembocadura se encuentran algunas matas dispersas en degradación, entre una comunidad de algas fotófilas del infralitoral rocoso. Respecto a la *Cymodocea nodosa*, se encuentra muy dispersa a lo largo de la zona litoral, en los fondos de arenas finas, principalmente entre las batimétricas -5 y -15 m. Dado el valor ecológico de estos hábitats, a unos 500 m de la desembocadura del río Seco, el medio marino se encuentra catalogado como Lugar de Interés Comunitario (LIC) *Cap de L'Horta*.

Destaca también la presencia de moluscos como *Pinna nobilis* y *Pinna pernula*. Entre la fauna piscícola destacan distintas especies del género *Epinephelus* y algunos espongiarios o celentéreos.

3.2. CARACTERÍSTICAS DE LA PLANTA DESALINIZADORA

La actuación se ubica como se ha indicado previamente, en el término municipal de *Mutxamel* en la provincia de Alicante, consistiendo la misma en una planta desaladora para tratar agua procedente del mar para el abastecimiento de la comarca de la Marina Baja y de los municipios al norte de Alicante (ACUAMED, 2008).

Como obras asociadas a la planta de desalinización, se incluyen las de captación del agua a tratar, las de conducción desde la captación hasta la planta, las correspondientes al salmueroducto para evacuar el agua de rechazo generada por la instalación y las conducciones de agua tratada.

La desaladora tiene una capacidad de producción de 50.000 m³/día, mediante cinco líneas de tratamiento de 10.000 m³/día cada una, lo que equivale a una capacidad de producción anual de aproximadamente 17,50 hm³/año. En esta actuación se consideró la necesidad de una futura ampliación de la planta para una capacidad de producción total de 80.000 m³/día mediante ocho líneas de tratamiento, por lo que en la misma se contempla el diseño y la ejecución de la obra civil de la planta y de las obras asociadas para la producción de la futura ampliación.

La línea de tratamiento del agua bruta se inicia con un tratamiento físico-químico con dos líneas de producción. El proceso de desalación se realiza mediante ósmosis inversa y el agua de rechazo generada por la planta se recoge en un depósito desde donde, por gravedad, se conduce hasta el cauce del río Seco, para posteriormente siguiendo este cauce atravesar la barrera litoral y continuar bajo el mar hasta la zona de vertido, donde se dispone de un tramo de difusores sensiblemente paralelo a la costa.

La conducción en su primer tramo entre la planta y el cauce del río seco (3.244 m) es de Poliéster Reforzado con Fibra de Vidrio (PRFV) de 1.200 mm de diámetro. El tramo submarino es conducción enterrada de Polietileno de Alta Densidad (PEAD) de 1.200 mm de diámetro, cuya longitud es de 300m hasta el tramo difusor, el cual

está formado por una tubería de PEAD de 1.200 mm de diámetro con 130 m de longitud, en la que se sitúan 27 bocas de descarga.

3.3. PRADERAS DE POSIDONIA

La situación del emisario submarino se muestra en la siguiente figura 4, al igual que las áreas en las que focalizamos el interés de este análisis, las praderas de Posidonia situadas en la costa alicantina de El Campello.

Estas zonas han sido delimitadas en el proyecto de la planta desalinizadora (ACUAMED, 2008). Se establecieron en función del estado de la vegetación, dos grandes tipos de praderas: las praderas de Posidonia en buen estado y aquellas que presentan un conjunto de matas dispersas y en proceso degradativo.

Dada que esta planta es sensible a los cambios ambientales y especialmente a la salinidad, se debe de tener en consideración los niveles críticos de salinidad admitidos por la especie para el establecimiento de cualquier tipo de indicador de impacto ambiental.

Los niveles críticos determinados por Sánchez-Lizaso *et al.*(2008) y Díaz-Almela y Duarte (2008), indican que:

- ✚ No es recomendable exceder los niveles de salinidad en 38,5 g/L ya que se puede producir un deterioro de aproximadamente el 25% de la pradera.
- ✚ Por otro lado, si la concentración salina en el mar es de 39 g/L puede inducir la muerte de los ejemplares.
- ✚ Si se supera la salinidad de 40 g/L según las observaciones de los estudios realizados la mortalidad será extremadamente severa.

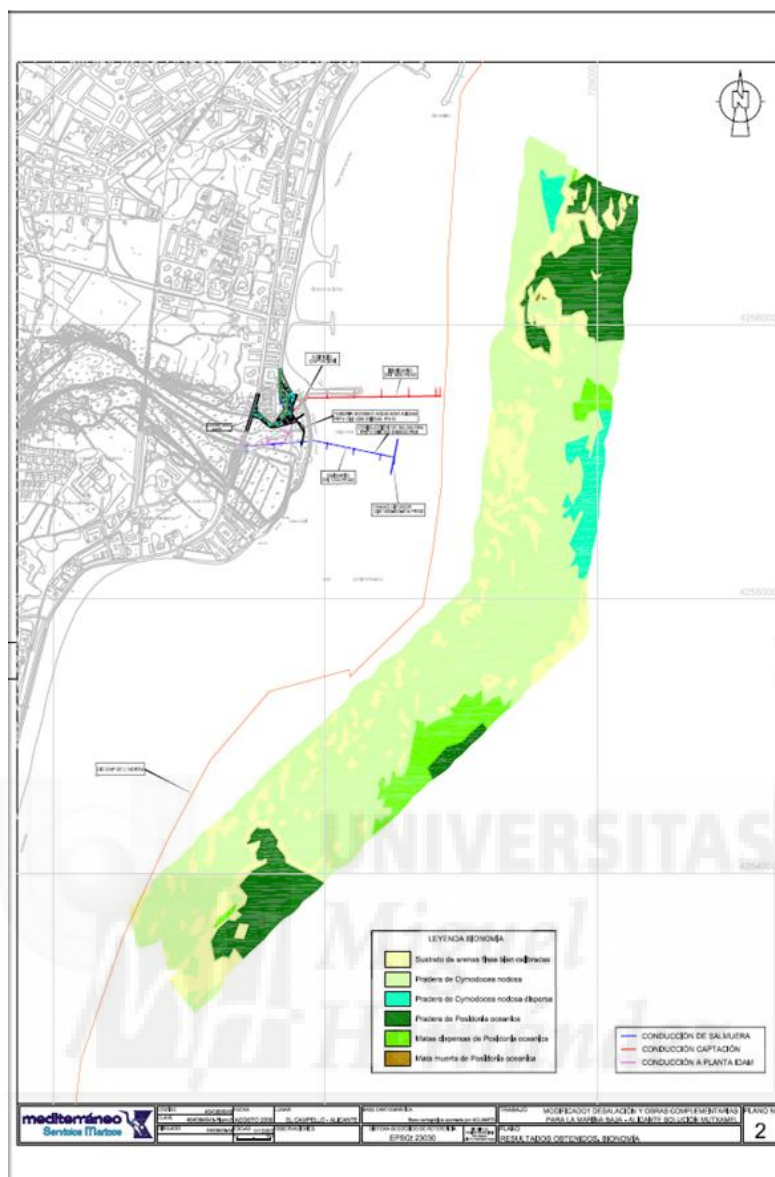


Figura 4. Mapa de la situación de las praderas de Posidonia (Fuente: ACUAMED, 2008).

3.4. METODOLOGÍA APLICADA: DESCAR V.3.0

El programa informático de la empresa Canarina Software Ambiental, DESCAR 3.0, es una aplicación informática que tiene por objeto la estimación de la dispersión de contaminantes en el agua. Este tipo de simulaciones numéricas son métodos aproximados para la estimación de la contaminación que tienen gran valor predictivo

y por tanto se convierten en herramientas básicas en los estudios de impacto ambiental.

El modelo numérico que usa este programa, basado en el modelo numérico ISCST (*Industrial Source Complex Short Term Model*) de la Agencia de Protección Medioambiental de EE.UU. (EPA), nos permite estudiar numéricamente una gran cantidad de contaminantes atmosféricos y acuáticos que afectan a nuestro medio ambiente.

La base del modelo es el uso de una ecuación gaussiana e independientemente del tiempo, que simula el penacho de contaminantes que se genera en el agua por un emisor. Con algunas modificaciones, el modelo puede utilizarse para simular emisiones de emisarios submarinos.

El modelo establece la concentración de contaminante en cada punto afectado del agua producido por cada una de las fuentes emisoras teniendo en cuenta las propiedades del contaminante y el estado del agua. Existe la posibilidad de realizar promedios temporales de tal manera que se puede establecer la concentración de contaminante promedio en cada punto del agua. Los datos que hemos introducido al programa son los siguientes (ACUAMED, 2008):

DATOS DEL EMISARIO

- ✚ Velocidad de salida del contaminante: 0,01 m/s
- ✚ Concentración de contaminante: 30,7 g/L = 30700 g/m³
- ✚ Tipo de bocas de salida: bocas próximas
- ✚ Altura del emisario por debajo de la superficie del agua: 8 m
- ✚ Caudal de salida del contaminante: 1,317 m³/s
- ✚ Densidad del líquido contaminante emitido: 1053 kg/m³
- ✚ Ángulo del emisario: 90°
- ✚ Longitud del difusor: 130 m
- ✚ Carga de salinidad del rechazo: 68,2 g/L
- ✚ Número de bocas: 27 bocas
- ✚ Velocidad de salida del contaminante en las bocas: 5 m/s

DATOS DE LA CORRIENTE

- ✚ Densidad del agua: 1027,05 kg/m³
- ✚ Velocidad del agua: 0,01 m/s
- ✚ Dirección de la corriente: 320°
- ✚ Coeficiente de estratificación: 0,00005 1/s²
- ✚ Modelo estratificado o Modelo sin estratificar: modelo estratificado

A la concentración del contaminante (salmuera) que sale por el emisario que es 68,2 g/L, se considera restarle el promedio de concentración de sales de las aguas marinas mediterráneas que son aproximadamente 37,5 g/L. Por lo que los aportes suplementarios hipersalinos, la concentración del contaminante, serían: $68,2 - 37,5 = 30,7$ g/L, equivalente a 30.700 g/m³.

3.5. SIMULACIONES REALIZADAS

Para la evaluación con el programa DESCAR, siendo una zona de aguas someras y bancos de arena con escaso relieve marino, se han elegido como más adecuadas para las características del agua (medio dispersante), el modelo sin estratificar, es decir, sin establecer regiones por diferencias de profundidad. En este caso es el más apropiado no solamente por las características físicas del medio, sino porque además en la zona existen turbulencias debido a las velocidades del agua (corrientes) y el viento, así como por la salida del efluente por el emisario.

Para evaluación del grado de afección del incremento de salinidad hacia las praderas y matas dispersas de Posidonia se han realizado las siguientes simulaciones:

- ✚ Simulación 1: aumento de 10 veces el caudal debido al posible requerimiento de un aumento de demanda de agua para el abastecimiento.
- ✚ Simulación 2: cambio en la dirección de la corriente de 320° (estado normal) a 90°.
- ✚ Simulación 3: cambio en la dirección de la corriente de 320° (estado normal) a 90° y un aumento de 10 veces el caudal.

- ✚ Simulación 4: cambio en la dirección de la corriente de 320° (estado normal) a 90°, un aumento de 10 veces el caudal y un aumento de la velocidad de la corriente de 0,01 m/s a 0,04 m/s.
- ✚ Simulación 5: aumento de 10 veces el caudal y aumento de la velocidad de la corriente de 0,01 m/s a 0,04 m/s.
- ✚ Simulación 6: aumento del tramo difusor de 130 metros a 230 metros.

De todos estos supuestos analizados, se escogerán los dos más críticos atendiendo al mayor incremento de sales en el agua que tendrán mayor repercusión en las praderas de Posidonia. De esta forma podemos calcular y obtener la estimación del valor de magnitud que nos permitirá determinar el impacto ambiental que pueda producirse por dichos incrementos.

3.6. METODOLOGÍA APLICADA AL QUANTUM GIS V.2.14

Para complementar los datos obtenidos mediante la simulación y poder calcular las áreas afectadas, se utilizó el sistema de información geográfica Quantum GIS de código abierto, donde se puede visualizar, administrar, editar, analizar datos y componer mapas. Incluye una potente funcionalidad de análisis mediante la integración con GRASS. Soporta numerosas funcionalidades y formatos vectoriales, ráster y bases de datos.

Con esta herramienta se procedió a utilizar su capacidad de georreferenciación de imágenes, digitalización de las diversas entidades empleadas como son las plumas obtenidas en la dispersión y las praderas de Posidonia, las herramientas de superposición y corte, para con todo ello, obtener como resultado las áreas afectadas en los casos más críticos (Figura 5).

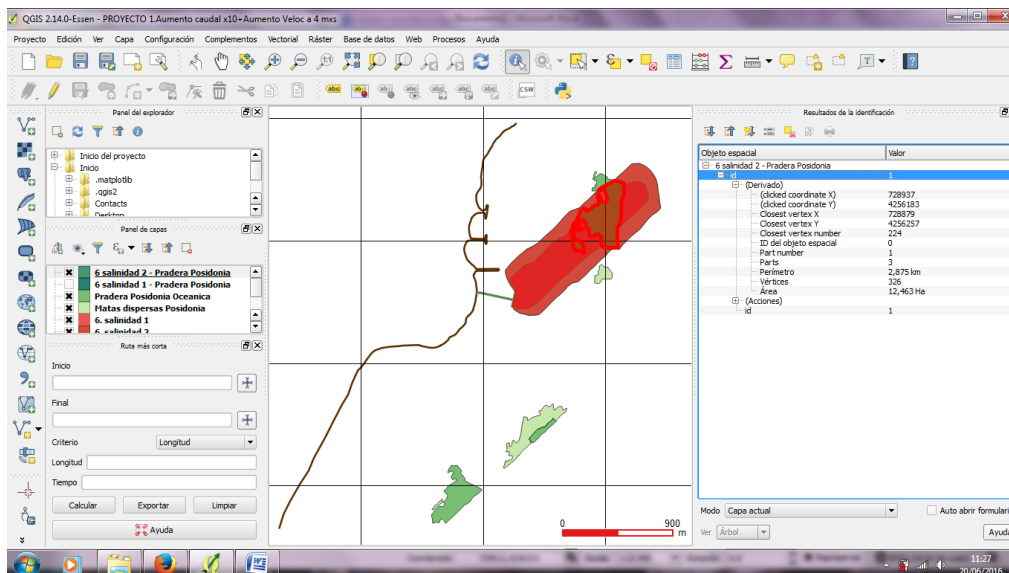


Figura 5. Ejemplo de aplicación del programa QGIS a la digitalización de las imágenes.

3.7. MAGNITUD Y ESTIMACIÓN DEL IMPACTO

Una vez obtenidos los resultados de las simulaciones y las áreas afectadas por los casos críticos seleccionados, se procederá a la determinación de la magnitud (M), a partir de la creación de una tabla de pesos para ponderar los efectos. A partir de dicha tabla, estableceremos un valor de magnitud según la importancia que tenga el impacto determinado, el que evaluamos, según afecte a las praderas de Posidonia o zonas de matas dispersas.

Con ello podremos estimar la degradación que puede provocarse en el medio y saber el impacto ambiental asociado a la emisión de aguas hipersalinas de la planta de desalinización de aguas de *Mutxamel* sobre la zona costera de El Campello.

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. SUPUESTOS ANALIZADOS

Tal y como se indicó anteriormente, se han usado seis supuestos lógicos basados en las condiciones del medio y las características técnicas de la planta desaladora, asumiendo escenarios de futuro. Estos han sido sometidos al algoritmo matemático establecido en el programa DESCAR.

Los resultados gráficos de las simulaciones se muestran en las siguientes figuras (6-11). En todos ellos podemos apreciar la formación de plumas (trazado rojo discontinuo) que corresponden a áreas de salinidad que pueden afectar a las áreas de Posidonia. Estas plumas obtenidas parten del foco emisor, descarga del emisario y se determinan según las condiciones indicadas en cada simulación. La orientación geográfica en la que aparecen las imágenes, es la que se obtiene por defecto en el programa que permite maximizar el área de visualización.

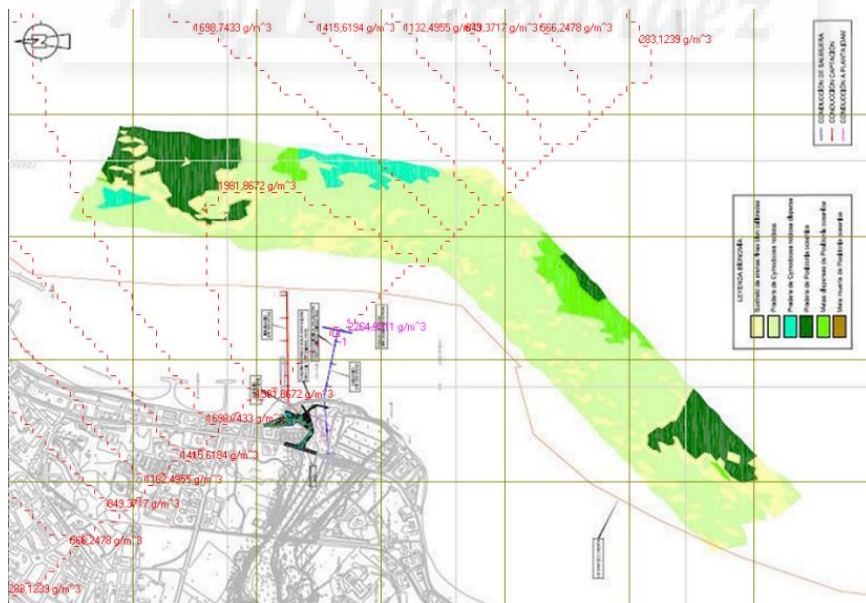


Figura 6. Simulación 1 de un aumento de 10 veces el caudal actual.

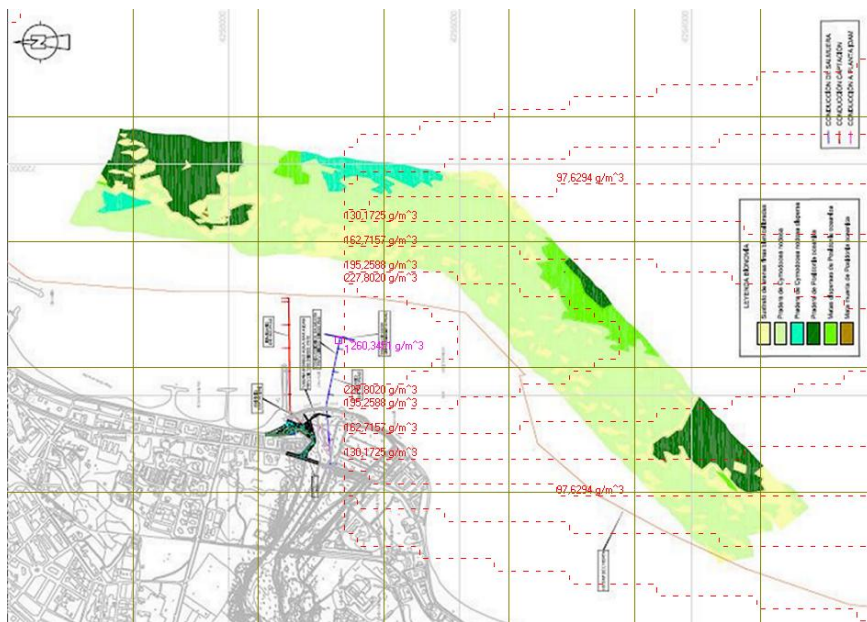


Figura 7. Simulación 2 del cambio de dirección de la corriente de 320° a 90°.

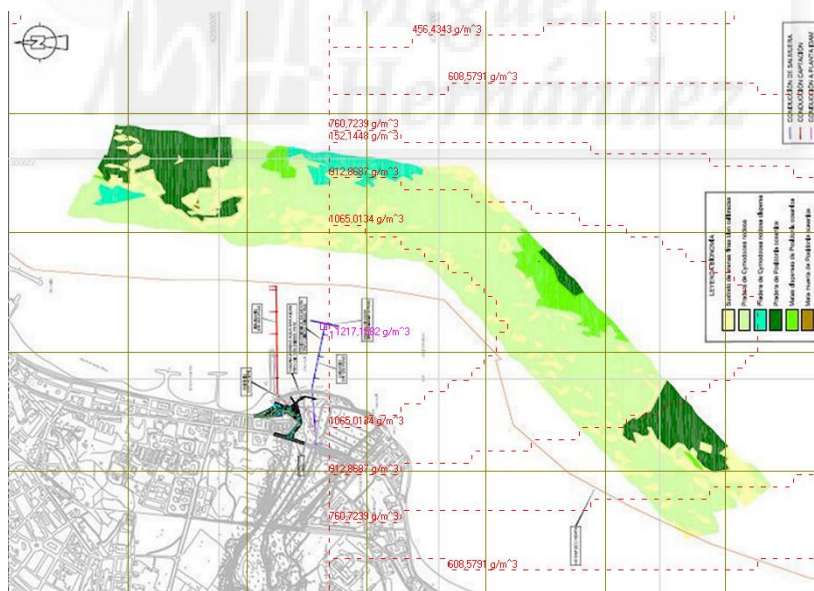


Figura 8. Simulación 3 del cambio de dirección de la corriente de 320° a 90° y aumento de 10 veces el caudal.

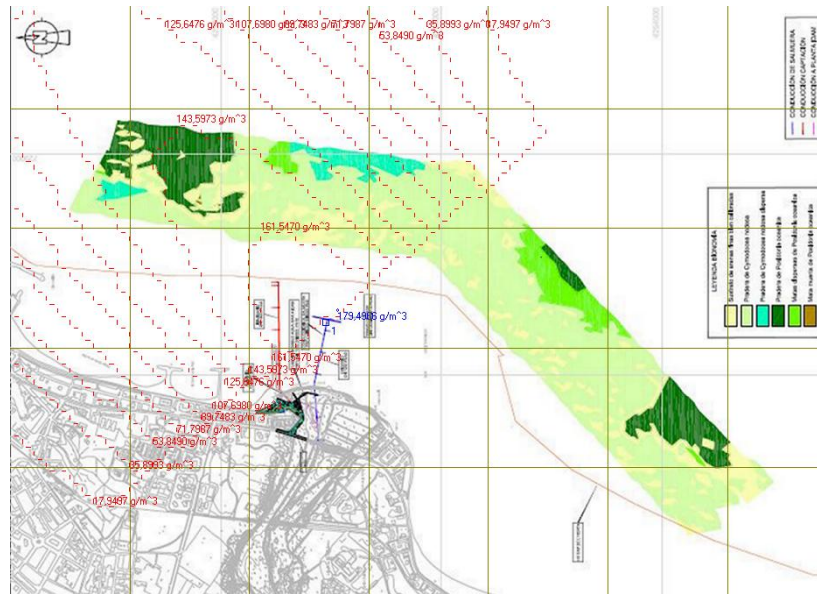


Figura 11. Simulación 6 del aumento del tramo difusor a 230 metros.

4.2. SELECCIÓN DE CASOS MÁS CRÍTICOS

De todas las simulaciones llevadas a cabo, se han escogido para determinar la magnitud del impacto en este estudio, dos de ellas:

- ✚ El caso 1 de un aumento de 10 veces el caudal de salida debido a que, por ejemplo, en un futuro pueda requerirse una mayor demanda de agua y por tanto, incrementar la actividad de la planta desaladora (que está previsto en el proyecto inicial) junto con que se produjese un aumento de velocidad de la corriente de agua del estado en el que se encuentra habitualmente (0.01 m/s) a 0.04 m/s como sucede en algunos períodos (Instituto de Ecología Litoral, 2015).
- ✚ El caso 2, en el que se produzca un cambio en la dirección de la corriente de 320° a 90° con respecto al norte y de contemplar el aumento del caudal 10 veces más.

Estos dos casos se han seleccionado, como se ha mencionado anteriormente, sobre la base de que son las situaciones más críticas que pueden llegar a darse en

las simulaciones analizadas. En ambas se produce un mayor incremento de salinidad que afecta a las zonas marinas y por lo tanto, mayor impacto y afección sobre el crecimiento y deterioro de la Posidonia.

4.3. ELABORACIÓN DE MAPAS PARA EL ESTUDIO DE ÁREAS AFECTADAS

Con la herramienta del sistema de información geográfica de georreferenciación y digitalización del programa QGIS, se han creado dos mapas (uno para cada caso escogido a estudiar) con los trazados que nos interesan como son la línea de costa, el emisario submarino, las praderas en buen estado y las matas en estado de degradación de Posidonia y las líneas de salinidad calculadas con el DESCAR 3.0. De esta forma, tenemos un gráfico simplificado del caso 1 (Aumento del caudal x10 + Aumento de velocidad a 0.04 m/s) y del caso 2 (Cambio en la corriente de 320° a 90° + Aumento del caudal x10) como muestran las figuras 12 y 13.

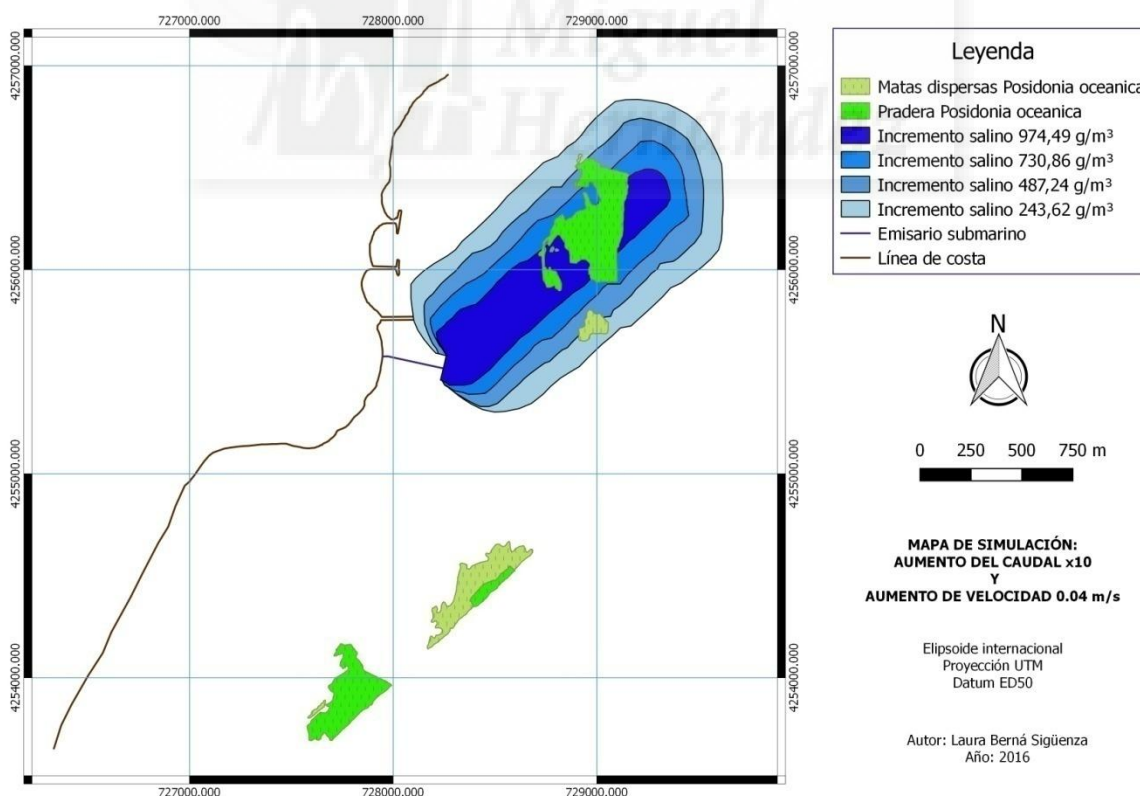


Figura 12. Mapa simplificado de las zonas afectadas por diferentes valores de salinidad para el caso 1.

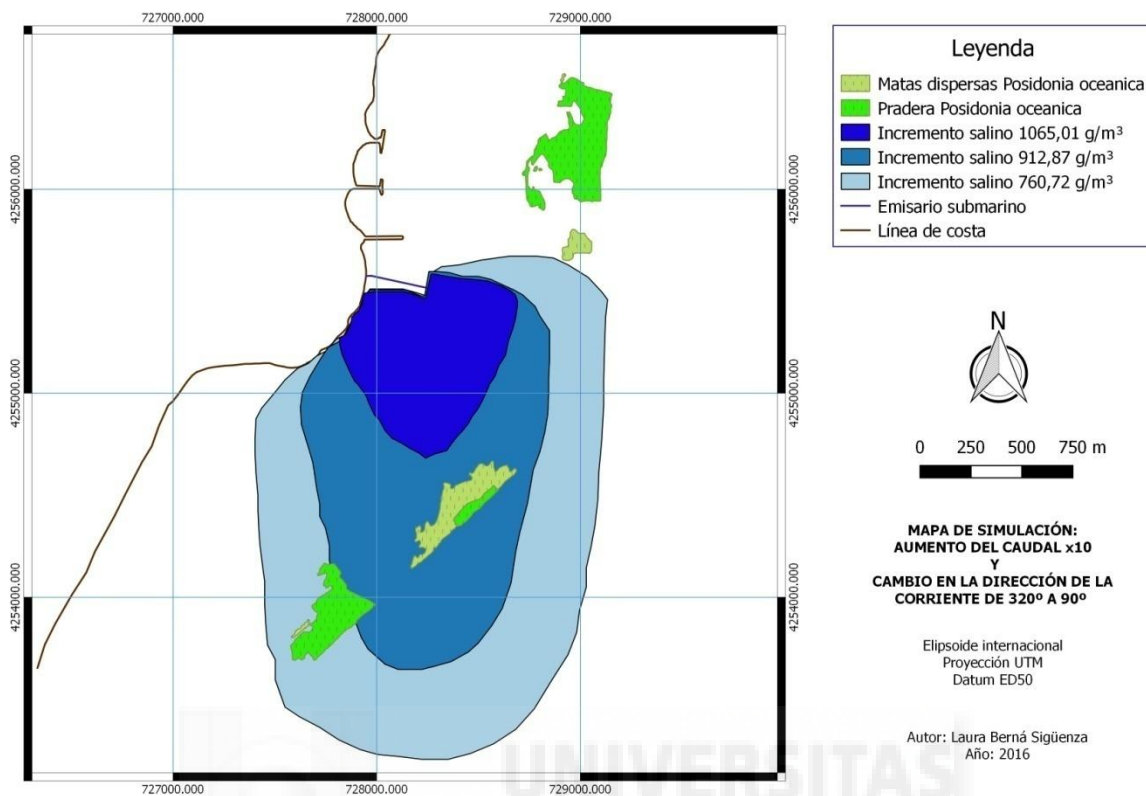


Figura 13. Mapa simplificado de las zonas afectadas por diferentes valores de salinidad para el caso 2.

Una vez creados los mapas con las diferentes líneas de incrementos de salinidad en el agua, se calculan las áreas afectadas de Posidonia para cada incremento salino, es decir, qué superficie de praderas en buen estado de conservación queda afectada por cada incremento de sal y qué superficie de matas dispersas podría quedar perjudicada por las emisiones submarinas, en cada uno de los casos.

Como se muestra en los mapas, en la simulación primera de las escogidas, caso 1, se diferencian 4 zonas de diferente salinidad en una escala degradada de colores (de mayor incremento de sales en color oscuro a menos incremento en tonos más claros) y para el caso 2, tenemos 3 zonas de diferente salinidad.

Con ello podemos determinar mediante superposición las áreas afectadas. Se presenta la superficie afectada (ha), calculada anteriormente con QGIS, según los

diferentes incrementos de salinidad (g/L) para cada uno de los dos estados de Posidonia oceánica: praderas en buen estado y matas dispersas (Tablas 1 y 2).

Tabla 1: Superficies afectadas (ha) por los incrementos de salinidad para el caso 1.

Zona de salinidad	Incremento de salinidad (g/L)	Superficie afectada (ha)	
		Praderas <i>Posidonia oceanica</i>	Matas dispersas <i>Posidonia oceanica</i>
1	0,97	7,686	0
2	0,73	4,777	0
3	0,49	1,134	0,390
4	0,24	0,122	0,986

Tabla 2: Superficies afectadas (ha) por los incrementos de salinidad para el caso 2.

Zona de salinidad	Incremento de salinidad (g/L)	Superficie afectada (ha)	
		Praderas <i>Posidonia oceanica</i>	Matas dispersas <i>Posidonia oceanica</i>
1	1,07	0	0
2	0,91	2,997	6,686
3	0,76	6,006	0,18

Podemos indicar que en general, el incremento es superior en el caso 2, llegando a incrementar la salinidad del agua marina por encima de 1 g/L, lo que supondría según algunos autores, un indicador de riesgo para la Posidonia ya que podría situar la salinidad del medio por encima de 38,5 ó 39 g/L, que puede afectar al desarrollo y crecimiento de esta planta (Westphalen *et al.*, 2005; Sánchez-Lizaso *et al.*, 2010).

4.4. CÁLCULO DE LA MAGNITUD Y ESTIMACIÓN DEL IMPACTO

Para el cálculo de la magnitud (M) en primer lugar se creó una tabla de pesos en la cual se establece un valor según la importancia que tenga lo que evaluamos (peso), ya sean praderas en buen estado o matas dispersas en degradación, siguiendo un

proceso de asignación lógica aunque como siempre, se parte de una cierta carga subjetiva (Tabla 3).

Como se muestra, las praderas tienen mayor peso que las matas dispersas pues se encuentran en buen estado de conservación. Mientras que para el peso de las matas en degradación se le ha otorgado un valor inferior, de menos de la mitad que a las praderas (36), porque además de estar dispersas y en estado de degradación, poseen menos densidad que las praderas en buen estado.

Tabla 3. Pesos establecidos para cada estado de conservación e incrementos de salinidad que afectan a la Posidonia.

		0-0,2	0,2-0,5	0,5-1	1-2	2-3	3-4	4-5	5-6	6-7	7-8	8-9	9-10
Pesos	Pradera Posidonia oceanica	1	2	5	10	15	30	45	60	70	80	90	100
	Matas dispersas Posidonia oceanica	1	2	3	4	6	11	16	21	25	29	33	36

Una vez obtenidos los valores de los pesos a partir de la Tabla 3, calculamos los valores de magnitud para cada uno de los casos. Para calcularlos, multiplicamos la superficie afectada de las praderas por el peso que hemos establecido y hacemos el sumatorio de todos ellos (Tablas 4 y 5).

Tabla 4. Cálculo de la magnitud para el caso 1.

	Zona de salinidad	Superficie (ha)	Peso	Superficie x Peso
Pradera Posidonia oceanica	1	7,68	5	38,4
	2	4,78	5	23,9
	3	1,14	2	2,28
	4	0,1	2	0,2
Matas dispersas Posidonia oceanica	1	0	-	0
	2	0	-	0
	3	0,39	2	0,78
	4	0,98	2	1,96
				$\Sigma = 67,52$

Tabla 5. Cálculo de la magnitud para el caso 2.

	Zona de salinidad	Superficie (ha)	Peso	Superficie x Peso
Pradera Posidonia oceanica	1	0	-	0
	2	3,00	5	15
	3	6,01	2	12,02
Matas dispersas Posidonia oceanica	1	0	-	0
	2	6,69	3	20,07
	3	0,18	1	0,18
				$\Sigma = 47,27$

Para el cálculo de la magnitud máxima se precisan las áreas totales de cada una de las praderas, las cuales se obtienen a partir del QSIG y cuyos valores son los que se muestran a continuación:

Superficie total de pradera de *Posidonia* en buen estado: 22,72 ha

Superficie total de matas de *Posidonia* es degradación: 8,24 ha

Con las superficies totales y los pesos máximos establecidos para cada una de las praderas, 36 para las degradadas y 100 para las de buen estado, podemos proceder al cálculo de la Magnitud máxima:

MAGNITUD_{máxima} = Superficie Total Posidonia (pradera) x Peso máximo₁ +

Superficie Total Posidonia (matas dispersas) x Peso máximo₂

$$\text{MAGNITUD}_{\text{máxima}} = 22,72 \times 100 + 8,24 \times 36$$

$$\text{MAGNITUD}_{\text{máxima}} = 2568,64 \text{ u}$$

El valor de 2568,64 es la máxima magnitud medida en unidades (u) heterogéneas (superficie x peso) que puede originar el efluente salino sobre la *Posidonia oceanica*.

4.5. TRANSFORMACIÓN DE LA MAGNITUD A UNIDADES HOMOGÉNEAS

Al estar medidas las magnitudes en unidades heterogéneas, no se pueden cuantificar resultados globales, tales como el impacto total sobre un componente ambiental como en nuestro caso la afección a la *Posidonia*. En base a esta necesidad, se necesita homogeneizar las diferentes unidades de medida y expresarlas en unidades abstractas de valor ambiental. Es en esta fase del proceso de evaluación cuando, una vez determinado el valor en magnitud del indicador del impacto sobre un factor considerado, en unidades inconmensurables, se hace necesaria su transformación en el índice de calidad que dicha magnitud representa, en cuanto a estado ambiental del indicador (Conesa, 1997).

En definitiva, el proceso consiste en referir todas las magnitudes de los efectos a una unidad de medida común a la que denominamos unidad de impacto ambiental. Esta transformación acabará en la definición de una función distinta para cada indicador de impactos que nos permitiera obtener el índice de calidad ambiental de un factor en función de la magnitud del impacto recibido (M) (Figura 14).

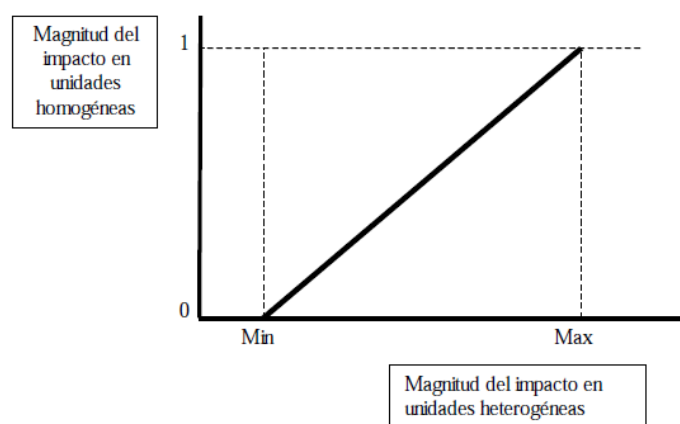


Figura 14. Ejemplo de una función de transformación lineal.

Al mayor valor posible de impacto, al más desfavorable, se le asigna el 1, y al menor, el 0, quedando comprendidas las magnitudes intermedias entre dichos valores. Para representarlos se sitúa, en ordenadas, la magnitud medida ya en unidades homogéneas, y en abscisas, la magnitud en unidades heterogéneas medida mediante el indicador o el índice. Esta función puede ser lineal o no, con pendiente positiva, si al aumentar el valor del indicador aumenta el valor absoluto del impacto (negativo), o con pendiente negativa si el índice mide calidad ambiental y al aumentar éste disminuye el impacto (negativo) o si el impacto ambiental es positivo o beneficioso cuya presencia mejora la calidad ambiental. Para cada valor del que se dispone la magnitud en unidades heterogéneas se calcula la nueva magnitud en unidades homogéneas, tomando el primer valor como abscisa y obteniendo la ordenada correspondiente.

En nuestro cálculo, los datos de las Magnitudes del caso 1 y del caso 2 en unidades heterogéneas toman los valores de 67,52 y 47,27, respectivamente, y por otro lado, sabemos que la magnitud máxima en unidades no homogéneas corresponde con nuestra mayor superficie afectada posible de Posidonia multiplicada por su peso máximo considerado, es decir, 2568,64 u.

Estos datos son los que utilizamos finalmente para el cálculo de magnitud en unidades homogéneas (entre 0 y 1). Para obtener este valor, usamos la función de

transformación lineal la cual se rige por la ecuación $y = mx$, en la que la pendiente “m” es el incremento de Y dividido por el incremento de X; por lo que para el caso 1:

$$M_1 = Y_1 = \frac{1}{2568,64} \times 67,2 = \mathbf{0,026 \text{ u}}$$

Y para el caso 2:

$$M_2 = Y_2 = \frac{1}{2568,64} \times 47,27 = \mathbf{0,018 \text{ u}}$$

Una vez tenemos los valores de magnitud en unidades homogéneas para ambos casos (0,026 y 0,018 u), tenemos que caracterizar nuestro impacto atendiendo a los valores que nos proporciona la legislación sobre Impacto Ambiental.

Según el Real Decreto 1131/1988, de 30 de septiembre, por el que se aprueba el Reglamento para la ejecución del Real Decreto Legislativo 1302/1986, de 28 de junio, de Evaluación de Impacto Ambiental, se deben clasificar los impactos ambientales en compatibles, moderados, severos y críticos, aplicando para ello los criterios indicado en la Tabla 6.

Tabla 6. Características del impacto atendiendo a un determinado valor de magnitud.

Valor de la Magnitud (M)	Características del impacto
0 - 0,25	Compatible
0,25 - 0,5	Moderado
0,5 - 0,75	Severo
0,75 - 1	Crítico

De acuerdo con la tabla anterior, ambas magnitudes de los casos estudiados, 0,026 y 0,018, se encuentran dentro del intervalo de magnitudes de 0 a 0,25, lo que caracteriza a los dos casos como impactos compatibles.

5. CONCLUSIONES

Las conclusiones más relevantes obtenidas de este trabajo fin de grado, ponen de manifiesto la posibilidad de que una especie emblemática del Mediterráneo, se vea afectada por las emisiones submarinas debidas a las plantas desaladoras de aguas.

Se ha visto con las diferentes simulaciones de salinidad realizadas, que para cada uno de los casos siempre se producen variaciones que pueden perturbar a los ecosistemas costeros.

De las dos simulaciones seleccionadas, la que repercute con mayor impacto es la del caso 1: Aumento de 10 veces el caudal de salida actual del efluente junto con un aumento de velocidad de las corrientes del mar de 0,01 que es a la velocidad que circulan las corrientes normalmente a 0.04 m/s, situación que puede darse en algunos períodos en los que la corriente superficial de las zonas de alicante presentan una mayor velocidad, hasta de 0,4 m/s.

La magnitud obtenida en unidades homogéneas, lo que quiere decir que puede ser comparada con otros impactos que se puedan producir, es baja en los dos supuestos estudiados. Siendo el impacto clasificado, a pesar de que en alguna medida afectará al medio, según las directrices establecidas como compatible.

El empleo en conjunto de métodos de simulación como el DESCAR 3.0, de programas de información geográfica como el QGIS 2.14 y de criterios de valoración del inventario marino, se ha demostrado como un procedimiento idóneo para valorar las magnitudes de impacto que provocan determinados proyectos en el litoral.

6. BIBLIOGRAFÍA

- ACUAMED (2008). Proyecto modificado nº1 desalación y obras complementarias para La Marina Baja- Alicante solución *Mutxamel*.
- Aguiló, M. (y varios) (1998). Guía para la elaboración de estudios del medio físico: contenido y metodología. Ed. Ministerio de Medio Ambiente, Centro de Publicaciones. Madrid.
- Conesa, V. (2010). Guía metodológica para la evaluación del impacto ambiental. Ed. Mundi-Prensa, Madrid.
- Díaz-Almela, E.; Duarte, C.M. (2008). Management of Natura 2000 habitats Posidonia beds (*Posidonium oceanicae*) 1120. Ed. European Comission, Bruselas (Bélgica).
- Doménech, X. (1995) Química de la hidrosfera. Origen y destino de los contaminantes. Ed. Miraguano, Madrid.
- Encinas, D.; Gómez de Balugera, Z. (2014). Nueva metodología para la elaboración de un estudio de impacto ambiental. Comunicación al CONAMA 2014, Madrid, 19 pags.
- Garmendia, A. (2005). Evaluación de impacto ambiental. Ed. Pearson Prentice Hall cop., Madrid.
- Gómez Orea, D. (2002). Evaluación de impacto ambiental un instrumento preventivo para la gestión ambiental. Ed. Mundi-Prensa, Madrid.
- Gómez Orea, D.; Gómez Villarino, M.T. (2013). Evaluación de Impacto Ambiental. Ed. Mundi-Prensa, Madrid.
- Instituto de Ecología Litoral (2015). Campaña de divulgación sobre la presencia de medusas en las costas valencianas. Ed. Consellería d'Infraestructures, Territorio i Medi Ambient, Valencia.
- Manzur, M.E.; Benzal, G.; González S.N. (2012). Modelo de dispersión de contaminantes atmosféricos. Comunicación al 7º Congreso de Medio Ambiente, La Plata (Argentina), 19 pags.
- Marbà, N.; Duarte, C.M. (2010). Mediterranean warming triggers seagrass (*Posidonia* oceánica) shoot mortality. *Global Change Biology* 16: 2366–2375.
- Marín-Guirao, L.; Sandoval-Gil, J.M.; Ruíz, J.M.; Sánchez-Lizaso, J.L. (2011). Photosynthesis, growth and survival of the Mediterranean seagrass

- Posidonia oceanica* in response to simulated salinity increases in a laboratory mesocosm system. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 92: 286-296.
- Meinesz, A.; Cirik, S.; Akcali, B.; Javel, F.; Migliaccio, M.; Thibaut, T.; Yüsek, A.; Procaccini, G. (2009). *Posidonia oceanica* in the Marmara Sea. *Aquatic Botany* 90: 18-22.
- Quintana, T.; García de Enterría, E. (2002). Comentario a la legislación de evaluación de impacto ambiental. Ed. Civitas, Madrid.
- Ruíz, J.M.; Marín-Guirao, L.; Sandoval-Gil, J.M. (2009). Responses of the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica* to in situ simulated salinity increase. *Botanica Marina* 52: 459-470.
- Sánchez-Lizaso, J.L.; Romero, J.; Ruíz, J.; García, E.; Buceta, J.L.; Invers, O.; Fernández Torquemada, Y.; Mas, J.; Ruíz-Mateo, A.; Manzanera, M. (2010). Salinity tolerance of the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica*: recommendations to minimize the impact of brine discharges from desalination plants. *Desalination* 221: 602-607.
- Skiba, Y.N.; Parra-Guevara, D. (2011). Introducción a los métodos de dispersión y control de contaminantes. Ed. UNAM, México (México).
- Westphalen, G.; O'Loughlin, E.; Collings, G.; Tanner, J.; Eglinton, Y.; Bryars, S. (2005). Responses to reduced salinities of the meadow forming seagrass *Amphibolis* and *Posidonia* from Adelaide metropolitan coast. ACWS Technical Report nº 9. Ed. South Australian Research and Development Institute, Adelaide (Australia).
- Yzocupe, V.A. (2005). Modelo de dispersión de contaminantes en aguas rasas. *Revista de Investigación Física* 8(1): 46-53.