



Ref: DT2018/037

ESTUDIO DE IMPACTO AMBIENTAL DEL PROYECTO DE AUMENTO DE PRODUCCIÓN EN LAS PARCELAS D Y E DEL POLÍGONO DE CULTIVOS MARINOS DEL GORGUEL

ESTUDIO DE IMPACTO AMBIENTAL

**ASOCIACION FARM DE EMPRESAS DE
ACUICULTURA DE LA REGIÓN DE MURCIA**



ESTUDIO DE IMPACTO AMBIENTAL DEL PROYECTO DE AUMENTO DE PRODUCCIÓN EN LAS PARCELAS D Y E DEL POLÍGONO DE CULTIVOS MARINOS DEL GORGUEL

ESTUDIO DE IMPACTO AMBIENTAL
Ref: DT2018/037

PROMOTOR
ASOCIACION FARM DE EMPRESAS DE ACUICULTURA DE LA REGIÓN DE
MURCIA

COORDINADOR
Alberto Perán Rex (*Lcdo. Biología*)

A handwritten signature in blue ink, appearing to read 'A. Perán', enclosed within a blue oval stamp.

EQUIPO DE TRABAJO
Tomás Senabre González (*Lcdo. Biología*)
Pedro A. Miñano Alemán (*Lcdo. Biología*)

MURCIA, SEPTIEMBRE 2018



ESTUDIOS AMBIENTALES, S.L.

MURCIA

Polígono Industrial Oeste

C/ Uruguay, s/n - Parcela 8/27 Nave 31

30820 Alcantarilla (MURCIA)

Tlf. 968 845 265 / Fax. 968 894 354

taxon@taxon.es

CANARIAS

Calle Amanecer, 30

La Laguna. 30206 S/C Tenerife.

Tlf. 922 514 696 / Fax. 922 825 596

taxon@taxon.es

COMUNIDAD VALENCIANA

C/ Reina Victoria, No 114, bajo.

03201 Elche (Alicante).

Tlf. 966 618 136

comvalenciana@taxon.es

índice

1. PRESENTACIÓN DE LA EMPRESA PROMOTORA	pag. 5
2. INTRODUCCIÓN	pag. 7
2.1 RESUMEN	pag. 7
2.2 SITUACIÓN ADMINISTRATIVA ACTUAL DEL PCMG	pag. 8
2.2.1 Antecedentes	pag. 8
2.2.2 Modificaciones en trámite actualmente	pag. 10
2.3 JUSTIFICACIÓN DE LA APLICACIÓN DEL PROCEDIMIENTO DE EVALUACIÓN DE IMPACTO AMBIENTAL ORDINARIO	pag. 11
2.4 NOTA SOBRE EL ALCANCE Y OBJETO	pag. 11
3. DESCRIPCIÓN GENERAL DEL PROYECTO.	pag. 15
3.1 LOCALIZACIÓN	pag. 15
3.2 CARACTERÍSTICAS DEL PROYECTO	pag. 17
3.2.1 Instalaciones en mar abierto. Jaulas de cultivo	pag. 17
3.2.2 Instalaciones en tierra	pag. 19
3.2.3 Medios de transporte	pag. 19
3.3 SISTEMA DE EXPLOTACIÓN	pag. 20
3.3.1 Especies a cultivar	pag. 20
3.3.2 Fases de explotación	pag. 20
3.3.3 Cargas de explotación	pag. 21
3.4 CONSUMO DE RECURSOS	pag. 23
3.4.1 Alimentación	pag. 23
3.4.2 Productos químicos	pag. 23
3.4.3 Combustible	pag. 25
3.5 VERTIDOS Y RESIDUOS	pag. 26
3.5.1 Vertidos	pag. 26
3.5.2 Residuos	pag. 27
3.6 CUANTIFICACIÓN DE LOS VERTIDOS	pag. 28
3.6.1 Vertido de materia orgánica	pag. 28
3.6.2 Fouling	pag. 37
3.6.3 Carga bacteriana	pag. 38
3.6.4 Aceites y combustibles	pag. 38
3.6.5 Productos químicos específicos	pag. 39
3.7 EMISIONES SONORAS	pag. 40
3.8 EMISIONES ATMOSFÉRICAS	pag. 42
4. ESTUDIO DE ALTERNATIVAS	pag. 45
4.1 DESCRIPCIÓN DE ALTERNATIVAS	pag. 45
4.2 JUSTIFICACIÓN DE LAS PRINCIPALES RAZONES DE LA SOLUCIÓN ADOPTADA.	pag. 48
5. DIAGNÓSTICO TERRITORIAL Y MEDIO AMBIENTE AFECTADO POR EL PROYECTO	pag. 49

5.1	GEOLOGÍA Y LITOLOGÍA	pag. 49
5.2	GEOMORFOLOGÍA	pag. 50
5.3	SEDIMENTO MARINO	pag. 53
5.3.1	Granulometría	pag. 53
5.3.2	Materia orgánica	pag. 55
5.3.3	Potencial Redox	pag. 58
5.4	HIDROLOGIA	pag. 59
5.4.1	Estudio hidrológico	pag. 59
5.5	CALIDAD DE AGUA	pag. 63
5.6	COMUNIDADES BIOLÓGICAS	pag. 64
5.6.1	Descripción general de las comunidades encontradas en el área de estudio	pag. 64
5.6.2	Valoración de las comunidades encontradas en el área de estudio	pag. 80
5.6.3	Efectos del alga invasora <i>Caulerpa racemosa</i> var. <i>cylindracea</i>	pag. 96
5.6.4	Presencia de cetáceos y reptiles.	pag. 96
5.7	RELACIÓN CON ESPACIOS NATURALES PROTEGIDOS	pag. 97
5.8	PATRIMONIO CULTURAL Y ARQUEOLÓGICO	pag. 98
5.9	PLANIFICACIÓN TERRITORIAL	pag. 100

6. EVALUACIÓN DE EFECTOS pag. 103

6.1	DESCRIPCIÓN DE LAS ACCIONES DEL PROYECTO SUSCEPTIBLES DE PRODUCIR IMPACTOS	pag. 103
6.1.1	FASE DE CONSTRUCCIÓN	pag. 103
6.1.2	DE FUNCIONAMIENTO	pag. 104
6.2	DESCRIPCIÓN DE LOS FACTORES AMBIENTALES SUSCEPTIBLES DE RECIBIR IMPACTOS	pag. 105
6.2.1	MEDIO FÍSICO	pag. 105
6.2.2	MEDIO BIÓTICO	pag. 105
6.2.3	MEDIO PERCEPTIVO	pag. 106
6.2.4	MEDIO SOCIOECONÓMICO	pag. 106
6.3	MATRIZ DE IDENTIFICACIÓN DE IMPACTOS	pag. 107
6.3.1	METODOLOGÍA. MATRIZ DE IDENTIFICACIÓN DE IMPACTOS	pag. 107
6.3.2	DESCRIPCIÓN DE LA MATRIZ DE IDENTIFICACIÓN DE IMPACTOS	pag. 110
6.4	CARACTERIZACIÓN/EVALUACIÓN DE IMPACTOS	pag. 114
6.4.1	Introducción	pag. 114
6.4.2	Impacto sobre la columna de agua	pag. 114
6.4.3	Impacto sobre la calidad del sedimento	pag. 123
6.4.4	Deterioro de la comunidad de detrítico costero	pag. 138
6.4.5	Impacto sobre la pradera de <i>Posidonia oceanica</i>	pag. 143
6.4.6	Impacto sobre las comunidades de roca infralitoral	pag. 153
6.4.7	Impacto sobre otras pesquerías	pag. 157
6.4.8	Riesgo de eutrofización	pag. 158
6.4.9	Actividad pesquera	pag. 162
6.4.10	Impacto sobre la calidad del aire y el cambio climático	pag. 165
6.4.11	Incremento de la actividad económica	pag. 170

- 6.4.12 Interacción con la planificación territorial *pag. 173*
- 6.5 TOTALIZACIÓN DE LOS IMPACTOS *pag. 174*
- 6.6 SELECCIÓN DE ALTERNATIVAS *pag. 177*

7. MEDIDAS CORRECTORAS *pag. 179*

- 7.1 FASE DE CONSTRUCCIÓN *pag. 179*
- 7.2 FASE FUNCIONAMIENTO *pag. 179*
 - 7.2.1 VERTIDO MATERIA ORGÁNICA PARTICULADA *pag. 179*
 - 7.2.2 VERTIDOS ACCIDENTALES Y NUTRIENTES *pag. 180*
 - 7.2.3 MANUAL DE BUENAS PRÁCTICAS EN ACUICULTURA *pag. 180*

8. EVALUACIÓN TRAS MEDIDAS CORRECTORAS *pag. 183*

9. PROGRAMA DE VIGILANCIA AMBIENTAL *pag. 185*

- 9.1 SITUACIÓN ACTUAL *pag. 185*
- 9.2 PLANTEAMIENTO *pag. 189*
- 9.3 PROPUESTA DE PLAN DE VIGILANCIA AMBIENTAL *pag. 189*

10. BIBLIOGRAFÍA *pag. 191*

11. ANEXO I: IMPLEMENTACIÓN DEL MODELO HIDRODINÁMICO PARA LA SIMULACIÓN DE LOS VERTIDOS. *pag. 203*

- 11.1 OBJETIVOS GENERALES *pag. 203*
- 11.2 MODELO HIDRODINÁMICO LAGRANGIANO. DEPOMOD. *pag. 203*
- 11.3 MODELO HIDRODINÁMICO EULERIANO. MOHID. *pag. 204*
- 11.4 CALIBRACIÓN DEL MODELO DE DISPERSIÓN *pag. 205*
- 11.5 FORZANTES *pag. 211*
 - 11.5.1 BATIMETRÍA *pag. 211*
 - 11.5.2 CORRIENTES *pag. 212*
 - 11.5.3 CALIDAD DE AGUAS *pag. 214*
- 11.6 ESCENARIOS DE SIMULACIÓN *pag. 216*
- 11.7 MODELO DE SIMULACIÓN DE LOS VERTIDOS PARTICULADOS *pag. 231*
 - 11.7.1 ESCENARIOS DE SIMULACIÓN *pag. 231*
- 11.8 MODELO DE SIMULACIÓN DE LOS VERTIDOS DISUELTOS *pag. 231*

12. ANEXO II: EVALUACIÓN DE REPERCUSIONES SOBRE LA RED NATURA 2000 *pag. 235*

- 12.1 LOCALIZACIÓN Y ÁMBITO TERRITORIAL *pag. 235*
- 12.2 OBJETIVOS DE CONSERVACIÓN DEL ESPACIO PROTEGIDO *pag. 237*
- 12.3 IMPACTOS POTENCIALES DEL PROYECTO SOBRE RN2000 *pag. 238*
- 12.4 CARACTERIZACIÓN DE LAS PRINCIPALES COMUNIDADES SUSCEPTIBLES DE RECIBIR IMPACTOS *pag. 239*
 - 12.4.1 Biocenosis de rocas fotófilas infralitorales. Arrecifes *pag. 239*
 - 12.4.2 Detrítico costero. Comunidades de Maërl *pag. 240*
 - 12.4.3 Pradera de *Posidonia oceanica* *pag. 241*
- 12.5 CARACTERIZACIÓN/EVALUACIÓN DE IMPACTOS SOBRE LA RN2000 *pag. 243*

- 12.5.1 Impacto sobre la columna de agua [pag. 243](#)
- 12.5.2 Impacto sobre la pradera de *Posidonia oceanica* [pag. 247](#)
- 12.5.3 Impacto sobre las comunidades de roca infralitoral [pag. 254](#)
- 12.5.4 Impacto sobre las comunidades de detrítico costero [pag. 255](#)
- 12.6 VALORACIÓN FINAL DE REPERCUSIONES [pag. 258](#)

13. ANEXO III: PLANOS [pag. 261](#)

1. PRESENTACIÓN DE LA EMPRESA PROMOTORA

La mercantil LEBECHE SPAIN S.L.U., es la actual titular de las parcelas D y E del Polígono de Cultivos Marinos del Gorguel (en adelante PCMG), se halla integrada dentro del GRUPO CULMAREX líder nacional en acuicultura marina. Este GRUPO posee además otras cuatro concesiones en el Polígono de Acuicultura del San Pedro del Pinatar bajo las denominaciones de BLUE & GREEN PISCIFACTORIAS DEL SURESTE, S.L (CIF Nº B-30724215) y tres LEBECHE SPAIN S.L.U. (tres concesiones denominadas a efectos prácticos como San Pedro 1, San Pedro 2 y San Pedro 3) y otra más, CULMAREX, en Águilas. Ya fuera de la Región de Murcia el grupo posee las instalaciones de PIAGUA, CULTIVOS PONTO, LEBECHE CARBONERAS y PESCAVIVA REAL en Andalucía; GRAMABASA, BERSOLAZ y BASADEMAR en Valencia y el criadero ABSA en Baleares.



Figura 1: Localización de las concesiones del Grupo Culmarex.

En conjunto, todas estas instalaciones sitúan al GRUPO CULMAREX como líder nacional en la producción de dorada y lubina. En el año 2011 COOKE AQUACULTURE, cuarto grupo salmonero mundial, adquirió la totalidad del GRUPO CULMAREX. La empresa ha apostado por el cultivo sostenible y de alta calidad de la mano de la mejora medioambiental, social y económica continua. Así todas las granjas marinas del GRUPO CULMAREX están certificadas bajo un [Sistema de Gestión Integrado](#) basado en las normas ISO 14001:2004, GLOBAL GAP, IFS, y OSHAS 18001:2007, siendo la primera empresa acuícola española en obtener estas certificaciones. En 2009 recibió el [V Premio Jacumar](#) del Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino por su compromiso y gestión medioambiental. En 2010 fue también la primera empresa española en obtener la certificación "[Friend of the Sea](#)" para todas y cada una de sus granjas marinas.

2. INTRODUCCIÓN

2.1 RESUMEN

El presente documento ambiental se redacta por TAXON Estudios Ambientales S.L. a petición de la mercantil LEBECHE SPAIN S.L.U. con C.I.F.: B-30827224, a fin de cumplir con el trámite de evaluación de impacto ambiental ordinaria del **proyecto de ampliación de la producción** de las concesiones acuícolas que la citada mercantil posee en las parcelas D y E del PCMG, de acuerdo con el artículo 90 de la Ley 4/2009, de 14 de mayo, de Protección Ambiental Integrada.

El PCMG se haya actualmente integrado por cuatro concesiones de dominio público marítimo terrestre (d.p.m.t.), dos explotadas por el Grupo Culmarex, parcelas D y E, otra por Caladeros del Mediterráneo, S.L., parcela C, y una última la parcela A, cuyo concesionario es TUNA GRASO, S.A., que previa autorización de la Administración arrendó dicha concesión a la titular Piscifactorías del Mediterráneo, S.L. Todas ellas se integran en la Asociación FARM de Empresas de Acuicultura de la Región de Murcia, **por lo que el promotor a efectos de la tramitación administrativa es la Asociación FARM**. La situación actual queda expuesta en la siguiente tabla:

Tabla 2.1: Distribución actual de las concesiones del PCMG y sus producciones autorizadas.

EMPRESA	PARC	PRODUCCIÓN AUTORIZADA	AUTORIZACIÓN INICIAL	MODIFICACIÓN / AUTORIZACIÓN VIGENTE
Lebeche Gorguel S.L.U.	D	1000 t	Orden de 16/11/2006 para cultivo de atún (* a Tunagraso, S.A.)	Resolución de 05/05/2014 de transferencia de la titularidad a la mercantil Lebeche Spain S.L.U.
Lebeche Gorguel S.L.U.	E	1000 t	Orden de 17/11/2006 a Viveratún	Orden de fecha 06/08/2014 concesión para la explotación a la mercantil Lebeche Spain S.L.U.
Caladeros del Mediterráneo, S.L.	B	2000 t	Orden de 28/12/2006	Resolución de Dirección General Medio Ambiente EXPTE. EIA20170003 de 16/04/2018
Piscifactorías del Mediterráneo, S.L.	A	1000 t*	A nombre de Tunafarms	Resolución 05/10/2016 arrendamiento TUNAGRASO a Piscifactorías del Mediterráneo, S.L.

*Solicitado el aumento a 2000 t

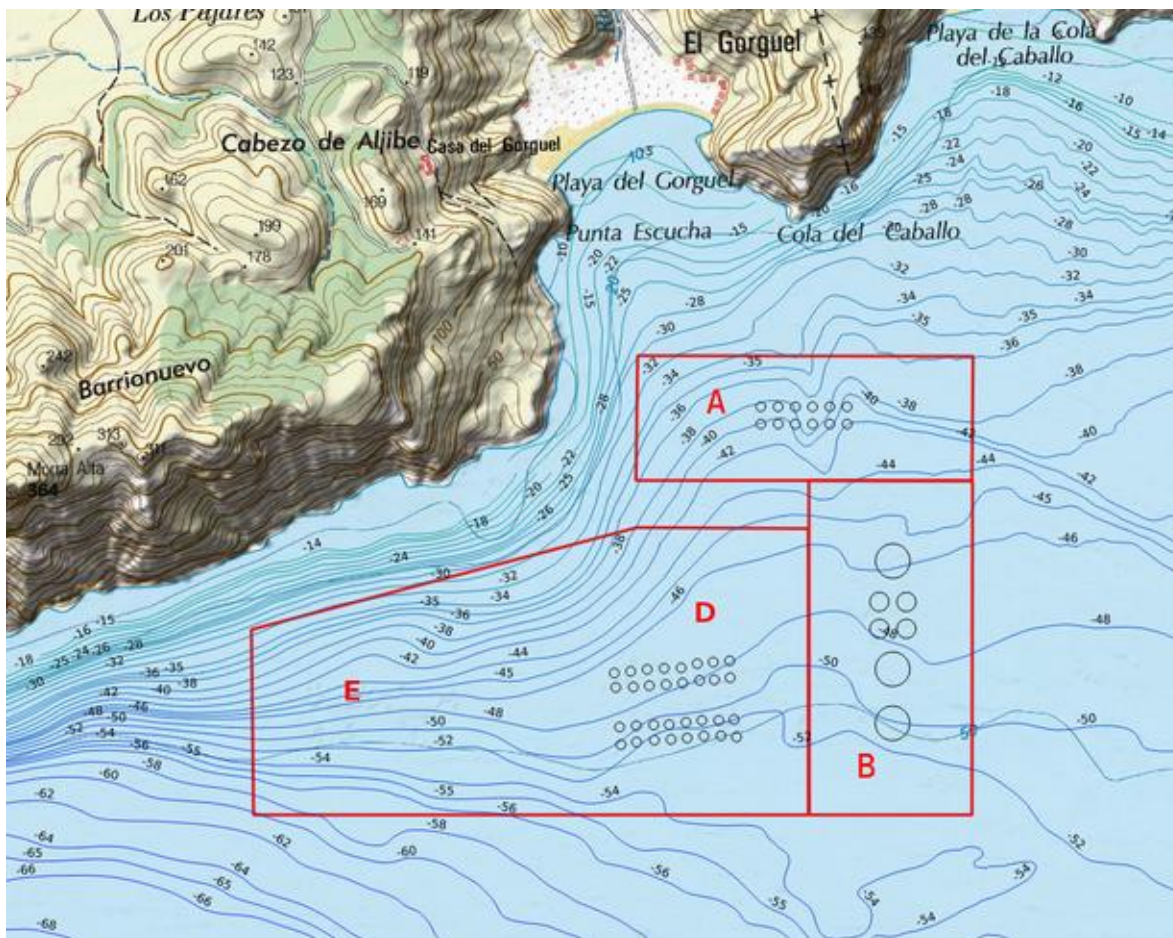


Figura 2: Disposición de las parcelas dentro del Polígono del Gorguel

El proyecto objeto de estudio consiste básicamente en la **solicitud de aumento de la producción anual en las parcelas D y E de dicho PCMG**, el cual cuenta actualmente con autorización de producción global de 5000 t de pescado anuales. En particular las parcelas D y E poseen, cada una, autorización para producir 1000 t y, tras la ampliación, llegarían a las 2000 t de producción máxima anual¹. Este aumento supone un incremento del 100% para cada parcela.

2.2 SITUACIÓN ADMINISTRATIVA ACTUAL DEL PCMG

2.2.1 Antecedentes

La Orden de 4 de febrero de 2005 de la Consejería de Agricultura y Agua declaró la zona de estudio como Zona de Interés para los Cultivos Marinos y, acto seguido, fue establecido un polígono de cultivos marinos (PCMG). Inicialmente, el PCMG estaba integrado por cinco parcelas, cada una con autorización para la producción de 1000 t

¹ Durante todo el trabajo se asume que la producción anual es equivalente a la biomasa de venta. Esta puntualización es necesaria dada la existencia de semicultivos en el PCMG, como el engrase del atún, en el que se “siembran” ejemplares adultos y el crecimiento real obtenido (15-30%) es poco relevante en relación a la biomasa final de venta.

de diversas especies acuícolas (atún, dorada, lubina, corvina, etc.). Así mismo la Orden recogía la titularidad de cuatro de las parcelas (Tuna Farms of Mediterráneo S.L.; Caladeros del Mediterráneo S.L.; Tuna Graso S.A. y Viver Atún S.A.).

Posteriormente, a instancias de la Dirección General de Ganadería y Pesca, se presenta una modificación del Proyecto Básico del PCMG consistente en la supresión de la parcela C, situada en el extremo Este del polígono, así como en el desplazamiento de los vértices del polígono con el fin de asegurar una separación entre éste y la costa de 200 metros. Esta modificación no es considerada como sustancial a efectos de la anterior DIA según lo previsto en el Anexo III de la Ley 6/ 2001, de 8 de mayo, por lo que no fue requerido un nuevo procedimiento de Evaluación de Impacto Ambiental (*Resolución de la Dirección General de Calidad Ambiental sobre el procedimiento de Evaluación de Impacto Ambiental para la Modificación del Proyecto Básico de un polígono dedicado al cultivo marino en jaulas flotantes frente al Gorguel, en los términos municipales de Cartagena y La Unión, a solicitud de la Dirección General de Ganadería y Pesca, BORM Nº 11, 2005.*). En virtud de esta modificación la producción global autorizada para el PCMG pasó de 5000 t a 4000 t.

Las cuatro empresas concesionarias de las parcelas, VIVERATUN CARTAGENA S.A., TUNAGRASO S.A., CALADEROS DEL MEDITERRÁNEO S.L. y TUNAFARM OF MEDITERRÁNEO S.L., constituyeron en el año 2006 la **ASOCIACIÓN DE ACUICULTORES DEL GORGUEL**. Esta asociación surge, por voluntad del propio Servicio de Pesca y Acuicultura al promover el polígono acuícola, con el objeto de que se pueda llevar a cabo una gestión integral de la zona, tanto administrativa como ambiental, y evidentemente de los propios empresarios, que mediante este sistema facilitan también su propia gestión de las instalaciones, obteniendo todos un beneficio ambiental, en operatividad y control, y en agilidad en la gestión con la administración. Recientemente, en 2016, ha sido sustituida por la **Asociación FARM de empresas de acuicultura de la Región de Murcia** (C.I.F. G73906208), que englobaría a la Asociación de Acuicultores del Gorguel, la cual ya cuenta con plena entidad jurídica y bajo cuya representación se presenta esta solicitud. En este marco de cooperación, también se constituyó la AGRUPACIÓN DE DEFENSA SANITARIA para la gestión conjunta del riesgo sanitario acuícola en la Región de Murcia.

Es importante destacar que desde su inicio este polígono nunca ha alcanzado la producción anual autorizada de 4000 t. Únicamente LEBECHE SPAIN, S.L.U. mantuvo actividad productiva relevante en las parcelas D y E. En realidad la parcela E, situada en el extremo Oeste de dicho polígono, cuyo primer titular fue Viver Atún S.A., y posteriormente fue arrendada por Doramenor S.L., acabó siendo adquirida por Lebeche Spain S.L. La cual posteriormente solicitó la **reunificación en un solo REGA de las dos parcelas E y D** para la optimización de los recursos, por seguridad, y por propia

operatividad. Durante todos estos cambios la parcela E ha permanecido improductiva sin que se instalaran jaulas en ella.

También durante un tiempo la parcela A, de la que es titular TUNA GRASO, S.A.U. (CNC 10/05/30/0004), fue arrendada a la mercantil a Fortuna Mare S.L., la cual tenía como fin, y en combinación con la instalación de cría y reproducción del IEO en Mazarrón, la producción experimental de atún en un intento de cerrar el ciclo productivo de la especie. Durante el año 2015, CALADEROS DEL MEDITERRÁNEO mantuvo un grupo reducido de reproductores con fines científicos y un pequeño grupo de ejemplares producidos en cautividad que no llegó a 200, de tamaños que oscilaron entre los 30 y los 3 kg de peso. No estando contemplada, según el propio contrato de arrendamiento, la producción de más de 200 t anuales de atún. En el 2016 éstos ejemplares se trasladaron a otras instalaciones fuera del PCMG, realizándose sólo labores de mantenimiento de las instalaciones.

Tras la extinción de este contrato y mediante Resolución de 25 de noviembre de 2015 de la Demarcación de Costas en Murcia, la titularidad de dicha parcela pasa a ser de TUNA GRASO, S.A.U. Y posteriormente con fecha 11 de octubre de 2016, se autoriza por parte de la Administraciones, estatal y autonómica, el arrendamiento de dicha Parcela A, a la mercantil PISCIFACTORIAS DEL MEDITERRANEO, S.L. (B-30827224).

2.2.2 Modificaciones en trámite actualmente

Por último hay que reseñar que recientemente se ha publicado la resolución favorable de la Dirección General de Medio Ambiente para el Proyecto de Ampliación de Producción de la mercantil CALADEROS DEL MEDITERRÁNEO a 2000t anuales, y que se encuentra en trámite de evaluación ambiental la solicitud de ampliación hasta las 2000t anuales de PISCIFACTORÍAS DEL MEDITERRÁNEO.

La intención de Lebeche Spain es incrementar la producción anual también hasta las 2000 t por concesión con lo que, de aprobarse todas las solicitudes de ampliación, el PCGM duplicaría su capacidad de producción con el siguiente reparto:

Tabla 2.2: Definición cuantitativa del cambio estructural y producción solicitado (tm)

	CONCESIÓN AUTORIZADA	CONCESIÓN SOLICITADA
EMPRESAS	PRODUCCIÓN ANUAL	PRODUCCIÓN ANUAL
CALADEROS DE MEDITERRÁNEO S.L., parc B	2000	2000
PISCIFACTORÍAS DEL MEDITERRÁNEO, parc A	1000	2000
LEBECHÉ SPAIN S.L.U. parc D	1000	2000
LEBECHÉ SPAIN S.L.U. parc E	1000	2000
TOTAL	4000 t	8000 t

A pesar del notable incremento que supone esta nueva producción debe recordarse que el tramo de costa situado frente a la Cala del Gorguel resulta especialmente idóneo para el desarrollo de la actividad acuícola. Por un lado se trata de aguas de gran pureza y calidad ambiental alejadas de focos de contaminación como puertos, poblaciones, emisarios o incluso de vertidos difusos de naturaleza agrícola. El perfil acantilado de su costa sumergida y las importantes profundidades, garantizan además una elevada tasa de renovación de sus aguas. Por contra, el valor ecológico de sus fondos marinos es bajo, ya que se hallan irreversiblemente deteriorados debido a la sobre-sedimentación de miles de toneladas de estériles mineros procedentes de la secular explotación de minerales en la Bahía de Portman. De esta manera las condiciones ambientales son idóneas para la acuicultura pues al tiempo que la calidad del agua es óptima, el principal impacto ambiental de la acuicultura, esto es; el impacto del vertido de materia orgánica particulada sobre el bentos marino, no se produce, por verificarse sobre un lecho ya gravemente contaminado por metales pesados. Esta zona del litoral se encuentra catalogada en el Decreto nº 7/1993 de 26 de marzo, como área de sensibilidad ecológica baja. Se trata de una circunstancia excepcional en el contexto de todo el Mediterráneo español que hacen de esta localización una de las más adecuadas para la acuicultura.

2.3 JUSTIFICACIÓN DE LA APLICACIÓN DEL PROCEDIMIENTO DE EVALUACIÓN DE IMPACTO AMBIENTAL ORDINARIO

El presente proyecto pese a ser la modificación de una actividad de cultivos marinos, no incluida en el anexo I de la Ley 21/2013, cuya tramitación ambiental debería ser sometida a Evaluación Ambiental Simplificada; a petición del Promotor, y de acuerdo con el Apartado 1d del Artículo 7 (Ámbito de aplicación de la evaluación de impacto ambiental) de la misma Ley, se solicita la tramitación ambiental sometida a Evaluación de Impacto Ambiental Ordinaria.

2.4 NOTA SOBRE EL ALCANCE Y OBJETO

Este documento ambiental se ocupa de dar cumplimiento al proceso de EIA relativo a los riesgos ambientales que la ampliación de la capacidad de producción del PCMG objeto de estudio y las estructuras asociadas al mismo puedan producir en el medio ambiente.

Debido a que se pretende modificar la producción de las parcelas D y E, el alcance de la presente evaluación deberá referirse a los efectos ambientales derivados del aumento de la producción en relación a la situación actual. Sin embargo, actualmente se encuentra en trámite la solicitud de ampliación de producción de Piscifactorías del Mediterráneo a 2000 t/año, así que se ha considerado, como punto de partida la hipótesis de que esta ampliación ha sido concedida, para así considerar el peor escenario posible. Esto es; el estado cero corresponderá a una producción de 6000 t anuales de pescado de acuicultura. Queda claro que si la presente evaluación ambiental considera viable ambientalmente dicha situación, en el caso de no autorizarse alguna de las solicitudes las conclusiones del trabajos seguirían siendo válidas.

La Ley 4/2009, de 14 de mayo, de Protección Ambiental Integrada determina que el Estudio de Impacto ambiental contendrá, al menos, *“...toda la documentación e información establecida por la legislación básica estatal y el análisis de las afecciones sobre los hábitats y especies a proteger cuando el proyecto pueda afectar directa o indirectamente a los espacios de la Red Natura 2000...”*. El presente documento se ajusta a la estructura sugerida en la *Ley 21/2013, de 9 de diciembre, de evaluación ambiental*, e incluye todos los aspectos y requerimientos exigidos en la misma según el artículo 35.1 (Pág. 32):

- Descripción general del proyecto y previsiones en el tiempo sobre la utilización del suelo y de otros recursos naturales. Estimación de los tipos y cantidades de residuos vertidos y emisiones de materia o energía resultantes. (Cap. 3 DESCRIPCIÓN GENERAL DEL PROYECTO.).
- Exposición de las principales alternativas estudiadas, incluida la alternativa cero, o de no realización del proyecto, y una justificación de las principales razones de la solución adoptada, teniendo en cuenta los efectos ambientales. (Cap. 4 ESTUDIO DE ALTERNATIVAS).
- Evaluación y, si procede, cuantificación de los efectos previsibles directos o indirectos, acumulativos y sinérgicos del proyecto sobre la población, la salud humana, la flora, la fauna, la biodiversidad, la geodiversidad, el suelo, el subsuelo, el aire, el agua, los factores climáticos, el cambio climático, el paisaje, los bienes materiales, incluido el patrimonio cultural, y la interacción entre todos los factores mencionados, durante las fases de ejecución, explotación y en su caso durante la demolición o abandono del proyecto. (Cap. 6 EVALUACIÓN DE EFECTOS y Cap. 8 EVALUACIÓN TRAS MEDIDAS CORRECTORAS).

- Cuando el proyecto pueda afectar directa o indirectamente a los espacios Red Natura 2000 se incluirá un apartado específico para la evaluación de sus repercusiones en el lugar, teniendo en cuenta los objetivos de conservación del espacio. (Cap. 12 ANEXO II: EVALUACIÓN DE REPERCUSIONES SOBRE LA RED NATURA 2000).
 - Las medidas que permitan prevenir, reducir y compensar y, en la medida de lo posible, corregir, cualquier efecto negativo relevante en el medio ambiente de la ejecución del proyecto (Cap. 7 MEDIDAS CORRECTORAS).
 - La forma de realizar el seguimiento que garantice el cumplimiento de las indicaciones y medidas protectoras y correctoras contenidas en el documento ambiental (Cap. 9 PROGRAMA DE VIGILANCIA AMBIENTAL).
 - Resumen del estudio y conclusiones en términos fácilmente comprensibles.
- DOCUMENTO SÍNTESIS ANEXO

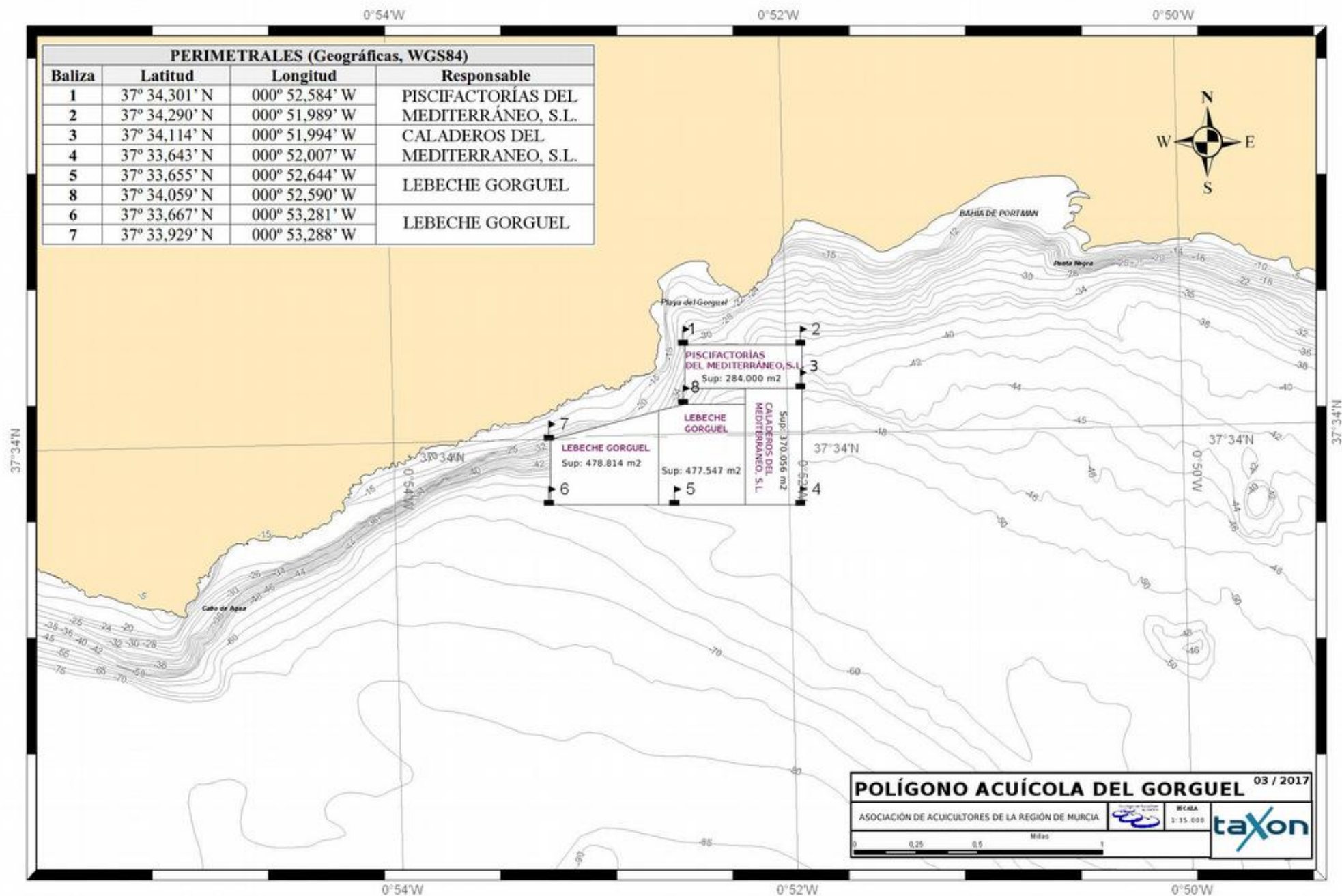
Es objetivo del presente documento presentar **la revisión exhaustiva de las condiciones ambientales y determinar (identificar, cuantificar y valorar) las posibles interacciones ambientales del proyecto, como corresponde al Documento Ambiental, a efectos de que la administración competente pueda emitir una declaración ambiental sobre el proyecto.**

3. DESCRIPCIÓN GENERAL DEL PROYECTO.

3.1 LOCALIZACIÓN

El PCMG se halla localizado frente a la Cala del Gorguel, entre el Cabo del Agua y la Punta de la Chapa, en los términos municipales de Cartagena y La Unión. Ocupa una superficie total de d.p.m.t. de 1.663.14 m² de los que la parcela A supone unos 284.000 m². Dicha superficie queda definida por las siguientes coordenadas (Figura 2):

Punto	X_UTM*	Y_UTM*	Long	Lat
1	687537,71	4160412,808	0° 52' 35,04"	37° 34' 18,12"
2	688411,12	4160412,808	0° 51' 59,4"	37° 34' 17,4"
3	688411,12	4160087,654	0° 51' 59,8"	37° 34' 6,96"
4	687537,71	4160087,65	0° 52' 35,4"	37° 34' 7,32"
(*) Datum ETRS89 (EPSG 25830)				



3.2 CARACTERÍSTICAS DEL PROYECTO

3.2.1 Instalaciones en mar abierto. Jaulas de cultivo

ENTRAMADO: La parcela D y E del PCMG, ocupan dos superficies de 800x650 y 750x650 m de longitud respectivamente. En la actualidad alberga un total de 32 jaulas circulares de 25 m de diámetro y concentradas en la parcela D.

Los cambios previstos para la ampliación prevé la instalación del mismo número de jaulas dispuestas en dos entramados rectangulares de 2x8 jaulas con unas dimensiones de 400m de longitud y 105m de ancho respectivamente, a partir de los cuales se realizan el amarre y sustentación.

Cada uno de los entramados se hayan divididos en 16 marcos, según una disposición de 2x8, cada uno de los cuales está ocupado por una jaula de 28,6m de diámetro, según la disposición exacta de las jaulas que queda representada en el mapa del proyecto técnico figura 3, en el que además se aprecia la disposición del entramado.

Para las ampliaciones propuestas en las alternativas 1, 2 y 3, se cambiaría el espaciado de los entramados presentes para albergar jaulas de 28,6m de diámetro asentadas sobre la misma posición que las jaulas actuales; y para la alternativa 4 se cuenta con reproducir una instalación de idénticas características técnicas a las actuales, pero ocupando la parcela E del PCMG, manteniendo el diámetro de 25 m y con un total de 64 jaulas .

JAUAS: Con independencia de sus dimensiones - 25 ó 28,6 m -- cada jaula está integrada por el recinto o bolsa de red propiamente dicha y las estructuras de soporte. La bolsa de red es de forma cilíndrica y acabada en un copo cónico, las de 25 m de diámetro poseen 15 m de pared lateral más 5 m en forma de bolsa hasta el copo de red, lo que determina un volumen aproximado de 8.181 m³; las de 28,6 m de diámetro poseen 16 m de pared lateral más 3 m en forma de bolsa hasta el copo de red, lo que determina un volumen aproximado de 11.000 m³.

Las estructuras de soporte están integradas por los anillos de la parte inferior, por el anillo superior que constituye el pasamanos de la barandilla, las piezas dispuestas para unir los diferentes anillos de la parte inferior y los candeleros que conectan los anillos de abajo con el anillo superior del pasamanos de la barandilla. Su finalidad es evitar la deformación de las jaulas provocada por la fuerza de la corriente en función de su velocidad. Además estas estructuras proporcionan la necesaria flotabilidad al conjunto de la jaula.

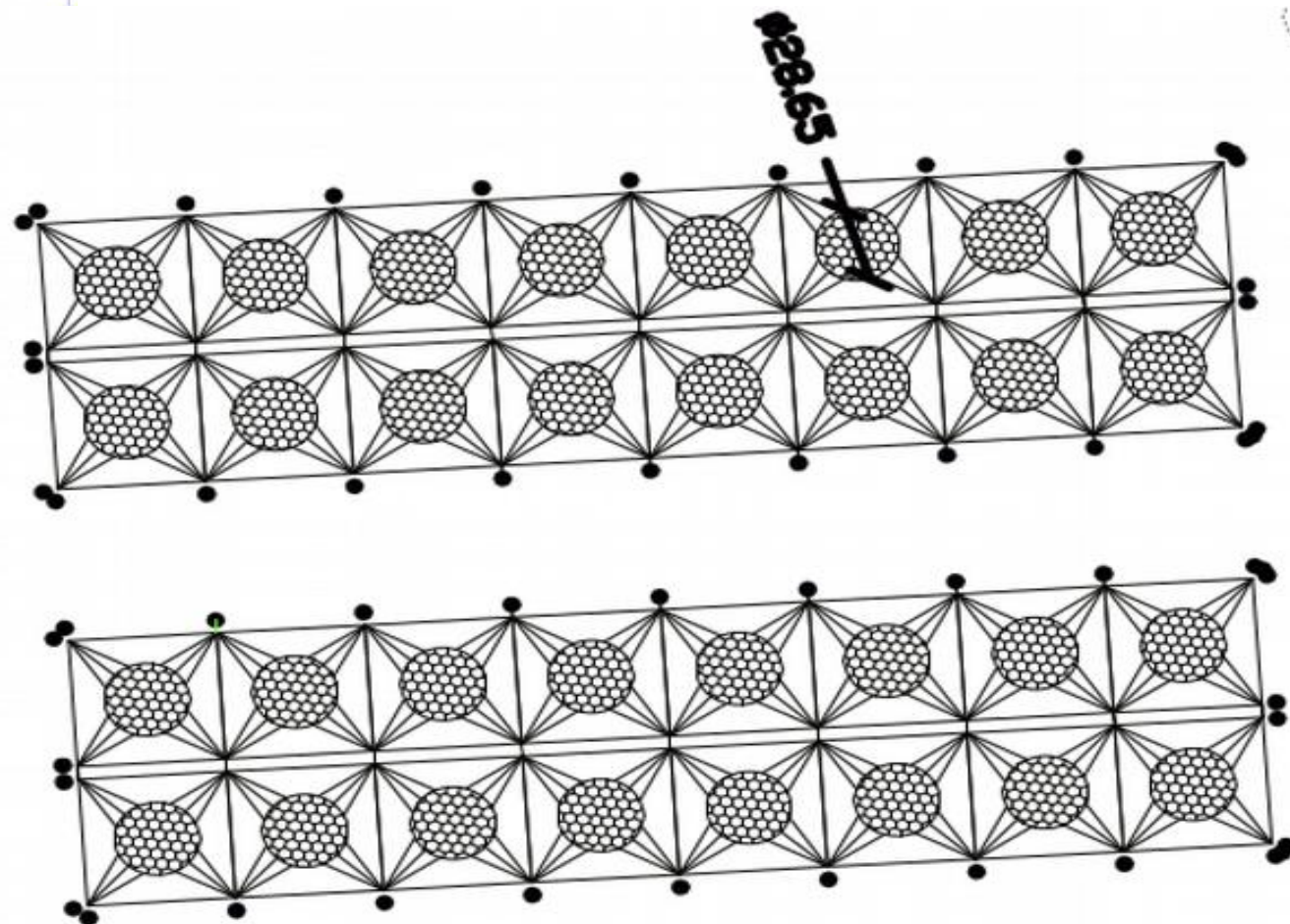
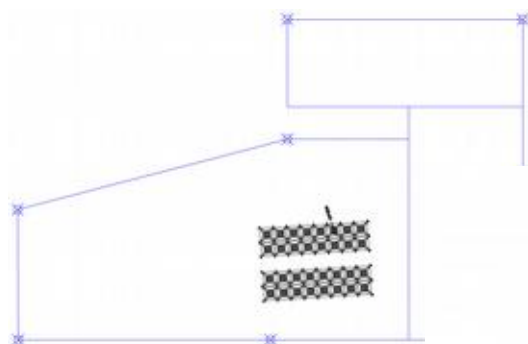


Figura 3: Plano del tren de jaulas.

3.2.2 Instalaciones en tierra

LEBECHE SPAIN , S.L.U., sólo contempla como actividad, la producción de las especies autorizadas en cultivo. La distribución de esta producción se realiza a través de otra sociedad del Grupo CULMAREX por tanto sólo dispone de una nave almacén en tierra, donde se almacenan los pertrechos necesarios para el desarrollo de su actividad, y se realiza el mantenimiento, limpieza y reparación de las redes en cultivo.

3.2.3 Medios de transporte

Los únicos medios de transporte de LEBECHE SPAIN , S.L.U., son los relativos a las embarcaciones ya que el traslado desde el puerto a la planta de proceso y su posterior distribución son a cargo de otra empresa especializada. Además, de cara a la ampliación no se tiene previsto el incremento en el número de embarcaciones.

La empresa cuenta con las siguientes embarcaciones:

- Catamarán Doramenor 2 para trabajos de maniobras con 18,6m eslora, matrícula 4ª-CT-4-4-06
- Catamarán Doramenor 4 para tareas de alimentación con 18m eslora, matrícula 4ª-CT-5-1-07.
- Monocasco Doramenor 1 para las tareas de pesca con 18,6m eslora, matrícula 4ª-CT-4-1-08.

Como embarcaciones auxiliares:

- Viver Atún 4 con 11 m de eslora, matrícula 4ª-CT-4-6-96.
- Lubina 4 con 7,4m de eslora, matrícula 4ª-CT-4-1-09
- Brigida con 5,97m de eslora, matrícula 4ª-CT-4-3-09

3.3 SISTEMA DE EXPLOTACIÓN

3.3.1 Especies a cultivar

Se trata de un cultivo de peces osteictios, principalmente de lubina (*Dicentrarchus labrax*), aunque no se descarta que por cambios en los mercados puedan producirse en un futuro otras especies como dorada (*Sparus aurata*), corvina (*Argyrosomus regius*), lecha (*Seriola dumerilii*), besugo (*Pagullus bogaraveo*), pargo (*Pagrus pagrus*), herrera (*Lithognathus mormyrus*), sargo (*Diplodus sargus*), sargo picudo (*Diplodus puntazzo*), dentón (*Dentex dentex*), lenguado (*Solea solea*) e incluso atún (*Thunnus thynnus*) y otras que finalmente sean domesticadas y cuyo interés económico lo justifique, siempre que no supongan cambios significativos, en cuanto a las técnicas de cultivo, las infraestructuras necesarias o su impacto ambiental (para una consulta de las características biológicas de estas especies consultar el anexo I especies de cultivo).

3.3.2 Fases de explotación

OBTENCIÓN DE LOS ANIMALES

Para las especies provenientes de criaderos (hatchery) como es el caso de la dorada, lubina, corvina, etc. los esfuerzos se dirigen a obtener lotes de alevines de peces con un tamaño homogéneo, bien clasificados por tanto, con un buen componente genético, que los haga resistentes a enfermedades, vigorosos para poder crecer en condiciones de mar abierto, tamaños medios iniciales de 12 gr como mínimo, y todos esto encaminado a no hacer clasificaciones durante el cultivo, solamente hacer una buena gestión de la alimentación, los cambios necesarios de bolsillos de red con la luz de malla que sea acorde con el tamaño de los peces y facilite por tanto la renovación necesaria para la calidad de agua necesaria para el cultivo, hasta su comercialización.

El abastecimiento de individuos de estas especies queda garantizado por la existencia de numerosas empresas dedicadas a esta actividad (TINAMENOR, PREDOMAR, ANDRÓMEDA, ALEVINES DEL SURESTE, etc).

SIEMBRAS

Por lo general en las jaulas de 28,6m de diámetro se suelen “sembrar” lotes de 500.000 unidades, mientras que en las jaulas de 25 m se siembran unos 300.000 alevines. Estas cifras suponen unas cargas iniciales de 0,57-0,71 kg/m³ para llegar a una carga final que estará en torno a los 15-20 kg/m³. Lo normal es que la siembra se produzca de forma escalonada y se intente programar para disponer del máximo producto en las fechas de máxima demanda.

MANEJO DURANTE EL DESARROLLO

Durante el desarrollo de la actividad existen una serie de operaciones cotidianas que deben efectuarse de forma constante y que constituyen la rutina diaria de trabajo que se mantendrá durante todo el programa.

- Alimentación: suministrada de forma manual.
- Observación: en el tiempo de suministro del alimento y en sucesivas visitas a las distintas jaulas, prestarán especial atención a comportamientos anómalos de los peces como puede ser el nadar muy lentamente, permanecer constantemente cerca de la superficie y cualquier otro posible síntoma de enfermedad.
- Seguimiento del crecimiento
- Despesques

TRATAMIENTOS FINALES

Los animales pescados son enviados al Puerto de Cartagena y de ahí en camiones a la planta de procesamiento que el Grupo Culmarex posee en el Polígono Industrial del Labradorcico en Águilas. En dicha planta los peces son clasificados, etiquetados y empaquetados para su distribución la cual se realiza mediante camiones frigoríficos para mantener la cadena de frío, todo el transporte terrestre se subcontrata a empresas especializadas.

3.3.3 Cargas de explotación

Este término debe diferenciarse del de *capacidad de producción* de la concesión en su conjunto, considerando además, que de uno, no puede inferirse el otro. Las cargas de explotación hacen referencia a la capacidad de alojamiento expresada como biomasa de una jaula en función de la máxima densidad de cultivo posible, entendida esta última como la máxima biomasa de peces por metro cúbico fisiológicamente viable. El conjunto de jaulas de una concesión no tienen por qué estar a su máxima capacidad simultáneamente, de ahí que no sirva para derivar la capacidad de producción.

Dependiendo de la fisiología de cada especie y de su estado de desarrollo larvario o juvenil, las cargas de explotación posibles variarán notablemente, otros factores como la tasa de renovación del agua, la saturación de oxígeno o la temperatura también son relevantes, y, según la experiencia del equipo redactor, suelen restringir las estimas de

capacidad. En el caso de la dorada y lubina se alcanzan densidades de cultivo finales en torno a los 15-20 kg/m³, mientras que las densidades de siembra varían entre 0,57-0,71 kg/m³.

En función de las densidades de cultivo expuestas, de la duración del ciclo de cultivo y del volumen de la jaula se pueden estimar las biomásas máximas por el tipo de jaula utilizado, y por tanto las cargas de explotación así como la producción media anual (Tabla 3.1) para cada una de las alternativas a considerar (ver más adelante apartado 4). Este dato es relevante a efectos del estudio de dispersión del vertido generado dentro de cada jaula.

Tabla: 3.1: Cálculo de las cargas de explotación según densidades de cultivos, biomásas máximas posibles según tipo de jaula y producción anual factible en cada una de las alternativas y para cada una de las concesiones presentes en el PCMG.

CONCESIÓN	JAULAS										CULTIVO COMPLETO		
	Núm.	Cultiv.	Diám. Ø [m]	Paño [m]	Bolso [m]	Vol. [m³]	Máx. Biom. [Tm]/jaula	Prod. Anual [Tm]/jaula	Densidad [Kg/m³]	Especie	Ciclo mes	Máx. Biom. [Tm]	Prod. Anual [Tm]
SITUACIÓN ACTUAL LEBECHE SPAIN, SLU. EN PARCELA D													
LEBECHE A	16	13	25	15	5	8181	121,8	77	15	Lubina	19	1583,4	1000
LEBECHE B	16	13	25	15	5	8181	121,8	77	15	Lubina	19	1583,4	1000
	TOTAL											3167	2000
ALTERNATIVA 1 DE AMPLIACIÓN LEBECHE SPAIN, SLU. EN PARCELA D													
LEBECHE A	16	12	28,6	16,1	3,07	11000	198	125	18	Lubina	19	2376	1500
LEBECHE B	16	12	28,6	16,1	3,07	11000	198	125	18	Lubina	19	2376	1500
	TOTAL											4752	3000
ALTERNATIVA 2 DE AMPLIACIÓN LEBECHE SPAIN, SLU. EN PARCELA D													
LEBECHE A	16	14	28,6	16,1	3,07	11000	198	125	18	Lubina	19	2772	1750
LEBECHE B	16	14	28,6	16,1	3,07	11000	198	125	18	Lubina	19	2772	1750
	TOTAL											5544	3500
ALTERNATIVA 3 DE AMPLIACIÓN LEBECHE SPAIN, SLU. EN PARCELA D													
LEBECHE A	16	16	28,6	16,1	3,07	11000	198	125	18	Lubina	19	3168	2000
LEBECHE B	16	16	28,6	16,1	3,07	11000	198	125	18	Lubina	19	3168	2000
	TOTAL											6336	4000
ALTERNATIVA 4 DE AMPLIACIÓN LEBECHE SPAIN, SLU. EN PARCELA D Y E													
LEBECHE A	16	13	25	15	5	8181	121,8	77	15	Lubina	19	1583,4	1000
LEBECHE B	16	13	25	15	5	8181	121,8	77	15	Lubina	19	1583,4	1000
LEBECHE C	16	13	25	15	5	8181	121,8	77	15	Lubina	19	1583,4	1000
LEBECHE D	16	13	25	15	5	8181	121,8	77	15	Lubina	19	1583,4	1000
	TOTAL											6334	4000
	Núm.	Cultiv.	Diám. Ø [m]	Paño [m]	Bolso [m]	Vol. [m³]	Máx. Biom. [Tm]/jaula	Prod. Anual [Tm]/jaula	Densidad [Kg/m³]	Especie	Ciclo mes	Máx. Biom. [Tm]	Prod. Anual [Tm]
CALADEROS DEL MEDITERRÁNEO PARCELA B													
CALADEROS	4	4	50	20	12	47124	200	200	4	Atún	5	800	2000
	3	3	90	20	12	152681	400	400	3	Atún	5	1200	
ALTERNATIVAS AMPLIACIÓN PISCIFACTORÍAS DEL MEDITERRÁNEO PARCELA A													
PISC. MEDIT. Alt3	21	12	25	15	5	8181	125	79	15	Lubina	19	1500	947
	21	9	30	15	5	11781	180	114	15	Lubina	19	1620	1023
	TOTAL											3120	2000

3.4 CONSUMO DE RECURSOS

3.4.1 Alimentación

En la actualidad el polígono cuenta con autorización para producir 5000 t de pescado que pasarían a 6000 t si se aprueba la solicitud de ampliación de Piscifactorías del Mediterráneo, SL. que se encuentran actualmente en trámite de evaluación ambiental. Si además se considera la ampliación solicitada por Lebeche Gorguel, SLU. en el presente documento, el PCMG produciría hasta un máximo de 2000 t atún y hasta 6000 t de lubina.

El nivel de consumo anual de alimento es declarado todos los años a través de los PVA y, según éstos, se sitúa en las 5600 t/año de pienso que, en relación a la producción anual declarada, corresponden a un FCR de 1,9, dato en consonancia con los valores publicados por diversos autores.

- **Consumo de alimento en cultivo de lubina:** de acuerdo a un FCR de 1,8 la producción anual de 6000 t de lubina precisaría un aporte de hasta 10428 t anuales de alimento en forma de pienso extrusado que serían 16500 t al final del ciclo de cultivo de 19 meses.
- **Consumo de alimento en cultivo de atún:** en el caso del atún, la carnada congelada constituye la única fuente de alimento. Las tasas de alimentación consultadas al promotor son superiores al 5% de alimento fresco (del 1,7% si se considera el peso seco). De acuerdo a estos datos la producción durante 6 meses de cultivo de 2000 t de atún implicaría el consumo de 5320 t de carnada fresca.

3.4.2 Productos químicos

La mayoría de los piensos incluyen en su formulación pequeñas cantidades de diferentes minerales o micronutrientes a concentraciones de mili o micro gramos por kilo para compensar nutrientes (minerales y vitaminas), así como productos para la preservación y estabilización del pienso (antioxidantes), mejorar la palatabilidad (aromas), cambiar el aspecto del producto final (pigmento) o terapéuticos (antibióticos) (Sanz y Navarro 2009, cap. 7).

- **Minerales:** El análisis de cenizas de los piensos habitualmente usados ha revelado la presencia habitual en los mismos de Zn, K, Na, Mg, P, Cu, Cd, Fe y Ca. Otras sustancias como el Pb, Mn y As estarían vinculadas sólo a determinadas formulaciones (TAXON y UMU, 2012). Las estimas del consumo de

estos recursos basadas en la composición promedio de los piensos más utilizados se presentan en la Tabla 3.2. Estas cantidades no resultan significativas a efectos del consumo de recursos, pero sí en cuanto a vertidos.

- **Antioxidantes:** La adición de antioxidantes deriva de la necesidad de usar ácidos grasos altamente insaturados que se oxidan fácilmente y conllevan la aparición de olores y sabores no deseados (rancio), alteración del color y textura y disminución de su valor nutritivo. Los antioxidantes retrasan este proceso. La formulaciones actuales de pienso no detallan las sustancias específicas usadas, siendo éste uno de los secretos de la marca comercial ya que es uno de los aspectos básicos de cara a la palatabilidad de sus productos. Se sabe que algunas vitaminas como la E (Tocoferol) tiene cierto poder antioxidante de manera natural, pero lo común es el uso de antioxidantes sintetizados como la Etoxiquina (en realidad un plaguicida prohibido en humanos aunque no en ganaderías). Otros candidatos el BHT (Butil-hidroxi-tolueno), BHA (Butil-hidroxi-anisol) y el galato de propilo. La concentración máxima de BHA y BHT permitidas por la FDA son del 0,02% de la grasas, para la etoxiquina (150 mg/kg).

Tabla 3.2: Estimación vertido de metales para la producción anual de 4000 t considerando el vertido procedente del pienso no consumido y su bioacumulación en el tejido corporal peces (las 2000 t de atún restantes no consumirían piensos enriquecidos en estos minerales sino carnada). (*Datos sobre composición corporal en dorada obtenidos de * de (Mente *et al.* 2012; Cardinal *et al.* 2011)

Micronutrientes	Consumo (ton)	Vertido (ton)
[Zn]	1,35	1,09
[K]	106,29	3,19
[Na]	85,89	2,58
[Mg]	32,06	0,96
[P]	144,33	4,33
[Cu]	0,11	0,09
[Cd]	0,01	0,01
[As]	0	0
[Mn]	3,1	2,51
[Fe]	6,02	0,18
[Ca]	49,99	1,5
[Pb]	0,015	0,012

- **Pigmentos:** al igual que los aceites esenciales poli-insaturados los peces no pueden sintetizar los pigmentos (básicamente carotenoides). Se ha mencionado el uso de astaxantina, cantaxantina, luteína y zeaxantina en salmónidos, no disponiéndose de datos concretos sobre su uso y vertido en dorada y lubina.

- **Antibióticos** la administración de antibióticos va asociada a la gestión de la alimentación ya que son incorporados como aditivo especial dentro de la formulación de piensos. Su uso está regulado por la ley y limitado a unos pocos productos.

El consumo de antibióticos es objeto de control dentro del PVA anual que elabora el PCMG de forma conjunta. Según el PVA de 2016 y de acuerdo a los datos aportados por las empresas concesionarias, en el último año de seguimiento no se produjo el consumo de antibióticos. En 2015 se declaró el uso de 0,4 kg de oxitetraciclina, 21 kg de Flumequina y 40 kg de Florfenicol.

- **Productos antifouling.** La acumulación indeseada de microorganismos, plantas y animales en la superficie de las estructuras marinas sumergidas (*fouling*) es un problema que ocasiona importantes daños en el caso de las redes. Reduce el flujo de agua, aumenta la resistencia a las corrientes y el peso de las jaulas. Para evitarlo es práctica habitual aplicar el cambio de red transcurridos unos meses. Se ha probado la limpieza manual o automatizada, pero casi siempre se recurre a la administración de una capa de pinturas anti-incrustante debido a su menor coste. Casi todas las cubiertas antifouling incluyen cobre en forma de Cu_2O en combinaciones con uno a más biocidas orgánicos tal como SeaNine, Zinc piritionato (= Zinc Omadine) y Diclofluanidos dentro de una matriz polimérica que permite su lenta liberación como elemento activo. También es común el uso de Cloro Bacter (desinfectante bactericida): para desinfección de embarcaciones, equipos y cubetas.

La liberación de agentes antifouling dentro de los ambientes marinos está controlada legalmente por regulaciones locales y/o nacionales de descarga de desechos que son a su vez, reguladas en función de una amplia variedad de objetivos medioambientales. Los productos antifouling caen bajo la categoría de pesticidas y son regulados por normativas tales como la directiva de productos y biocidas EC 98/EC. Las cubiertas para redes con biocidas contienen ingredientes activos y por lo tanto necesitan obtener la aprobación de las autoridades antes de que puedan ponerse en el mercado.

3.4.3 Combustible

El desarrollo de la actividad acuícola implica el uso de embarcaciones para el transporte de alimento, mantenimiento de las instalaciones y transporte de ejemplares a puerto (ver apartado 3.2.3). En valores totales de consumo, Lebeche Gorguel, realiza esfuerzos para economizar el consumo de combustible como puede apreciarse en la siguiente tabla.

Año	Combustible Litros de Gasoil	Combustible Litros de Gasolina
2017	147.910	4.089
2016	191.032	3.977
2015	258.782	4.814

En el caso de las ampliaciones solicitadas implica el incremento del volumen de las 32 jaulas en las alternativas 1, 2 y 3; o pasar de 32 a 64 jaulas en la alternativa 4. Gracias a los actuales sistemas automatizados de alimentación no se prevé la necesidad de aumentar el número de embarcaciones ni viajes para las tareas de alimentación y mantenimiento, sin embargo, en las tareas de pesca, al tratarse del doble de producción, habría que incrementar los viajes para llevar los ejemplares a puerto en igual proporción, y esto implicaría duplicar el consumo actual del barco de pescas que actualmente es de 25.250 l/año.

Como ya se comentó, una vez en puerto los peces cosechados, el transporte hasta la planta de procesado y su distribución corren a cargo de subcontratas a empresas especializadas en logística.

3.5 VERTIDOS Y RESIDUOS

3.5.1 Vertidos

Para una explotación de acuicultura marina se pueden establecer de forma genérica las siguientes categorías de vertidos:

- Materia orgánica
 - Disuelta: Aunque incluye a un gran número de compuestos, casi todo corresponde al amonio excretado y una pequeña parte a la remineralización de la materia orgánica desde el pienso y heces. Parte de la materia particulada compuesta por restos fecales, sustancias de desecho, así como los restos corporales de los organismos planctónicos, es rápidamente colonizada por bacterias, protozoos y heterótrofos que activamente la remineralizan liberando principalmente amonio que pasa a la columna de agua, al tiempo consumen oxígeno para su metabolismo aerobio. Su composición elemental es básicamente la misma: Carbono, Nitrógeno y Fósforo (C, N, P).

- Particulada: está integrado por las diferentes fracciones de descomposición de las heces así como por el pienso no consumido. Sedimenta en el sustrato a una distancia que es función de su velocidad de caída, altura de la columna de agua y corrientes ambientales.
- Bacterias, virus y parásitos: asociado al vertido de materia orgánica fecal se produce el vertido de coliformes fecales y otros patógenos.
- Sustancias de naturaleza química específica: donde se incluyen antibióticos, terapéuticos, anestésicos, pesticidas, metales, productos anti-*fouling* y agentes de limpieza.
- Aceites y grasas (código LER: 130205): procedentes de las pérdidas de los motores de las embarcaciones de mantenimiento y alimentación, así como de los aceites de pescado empleados en la fabricación del pienso y con el que algunas empresas regulan la flotabilidad del mismo de cara a un mejor consumo.
- Agua negras (código LER: 130402): procedentes de las instalaciones de tierra.

3.5.2 Residuos

- Restos de Peces: la gestión de las bajas así como los restos del procesado está regulada a través del Real Decreto 1528/2012, de 8 de noviembre, por el que se establecen las normas aplicables a los subproductos animales y los productos derivados no destinados al consumo humano (SANDACH), cuyo objetivo es garantizar que, durante su gestión, no se generan riesgos para la salud humana, la sanidad animal o el medio ambiente y especialmente para garantizar la seguridad de la cadena alimentaria humana y animal. El transporte y gestión de este tipo de residuos sólo puede ser realizado por empresas autorizadas y registradas.
- Material diverso derivado del uso de maquinaria y medios de locomoción como los filtros de aceites y gasoil usados (código LER: 160107), baterías usadas (código LER: 160601), aerosoles (código LER: 160504), material/trapos absorbentes (código LER: 150202) .
- Envases vacíos contaminados (código LER: 150110)
- Plásticos: Proceden del embalaje de los sacos del alimento, así como el propio saco de alimento una vez que este es consumido por los peces.
- Palets de madera: Se generan por ser donde vienen los sacos
- Emisiones atmosféricas: por consumo de combustible.

3.6 CUANTIFICACIÓN DE LOS VERTIDOS

3.6.1 Vertido de materia orgánica

La cuantificación de los vertidos se ha basado en establecer una composición por especies de acuerdo a las previsiones iniciales de los promotores, análisis del ciclo hasta la talla comercial y bajo el supuesto de cultivo sincrónico (todo dentro y todo fuera). De esta manera se incorpora el principio de precaución al estimar las tasas de vertido para el peor escenario posible que se da precisamente al final del ciclo (15 días), cuando los peces han alcanzado su talla comercial, cuando todas las jaulas se encuentran a su máxima capacidad.

PLANES DE CULTIVO

Si bien la aplicación de estos modelos para el cálculo del vertido de una jaula es relativamente sencilla, la consideración del conjunto de jaulas implicadas resulta ser una complicación notable. Actualmente en el polígono existen instaladas unas 51 jaulas, cada una de las cuales puede presentar una fecha de siembra diferente, de manera que existen múltiples combinaciones que rendirían diferentes tasas de vertido.

Ante la incertidumbre en el calendario de siembra resulta conveniente suponer el peor caso posible que, bajo el presente esquema, correspondería al cultivo sincrónico de todas las jaulas del PCMG, de manera que todas pudieran albergar en un mismo momento su máxima biomasa. El vertido generado en ese momento correspondería forzosamente al peor caso de todas las combinaciones posibles, el momento en que todas las especies en cultivo presentes en el polígono se encuentran en su final de ciclo, en el máximo desarrollo de los individuos. Para esta estima se ha utilizado un modelo de crecimiento de peces llamado GaBon que tiene en cuenta el crecimiento y mortalidad de los peces, así como el incremento de biomasa y consumo de alimento que éstos experimentan a lo largo del ciclo. Este modelo es desarrollado por *The Scottish Association for Marine Science* (SAMS) como un módulo de DEPOMOD.

Tabla 3.3: Plan de cultivo para la alternativa de máxima producción de atún en trámite de solicitud en las instalaciones de Caladeros del Mediterráneo (2000 t).

Caladeros del Mediterráneo. (2000 t)							
Fecha	Carnada	Biomasa	Peces	Peso	Mortalidad		
dd/mm/aa	días	kg/día	(t)	(t)	(núm.)	(g)	(núm.)
30/06/16	30	32666,7	980,0	1787	12893	138596	26
31/07/16	31	33548,4	1040,0	1839	12867	142960	52
31/08/16	31	35483,9	1100,0	1894	12841	147461	78
30/09/16	30	35333,3	1060,0	1947	12815	151952	104
31/10/16	31	36774,2	1140,0	2004	12789	156736	130
153 días		5320,0					

Tabla 3.4: Plan de cultivo de la instalación Piscifactorías del Mediterráneo para la alternativa de máxima producción en trámite de solicitud (Alternativa 3) con un tren de 12 jaulas (Ø25m) y 9 jaulas (Ø30m), para una producción anual de 2000 t de lubina.

Alternativa III				12 jaulas de 125 t y 9 jaulas de 180 t							
Piscifactorías del Mediterráneo				Biomasa Siembra			Peces en cultivo				
Fecha		Pienso		Antes	Después	Siembra	Antes	Después	Siembra	Peso	Mortalidad
dd/mm/aa	días	kg/día	t	t	t	t	núm.	núm.	núm.	g	núm.
29/02/16	29	931,0	27,0	107	107	0	7629632	7629632	0	14	40368
31/03/16	31	1277,4	39,6	129	129	0	7589264	7589264	0	17	80736
30/04/16	30	1800,0	54,0	159	159	0	7548896	7548896	0	21	121104
31/05/16	31	2090,3	64,8	195	195	0	7508528	7508528	0	26	161472
30/06/16	30	2220,0	66,6	232	232	0	7468160	7468160	0	31	201840
31/07/16	31	2903,2	90,0	282	282	0	7427792	7427792	0	38	242208
31/08/16	31	3367,7	104,4	340	340	0	7387424	7387424	0	46	282576
30/09/16	30	3840,0	115,2	404	404	0	7347056	7347056	0	55	322944
31/10/16	31	4993,5	154,8	490	490	0	7306688	7306688	0	67	363312
30/11/16	30	5940,0	178,2	589	589	0	7266320	7266320	0	81	403680
31/12/16	31	6909,7	214,2	708	708	0	7225952	7225952	0	98	444048
31/01/17	31	8941,9	277,2	862	862	0	7185584	7185584	0	120	484416
28/02/17	28	9835,7	275,4	1015	1015	0	7145216	7145216	0	142	524784
31/03/17	31	12425,8	385,2	1229	1229	0	7104848	7104848	0	173	565152
30/04/17	30	14820,0	444,6	1476	1476	0	7064480	7064480	0	209	605520
31/05/17	31	17883,9	554,4	1784	1784	0	7024112	7024112	0	254	645888
30/06/17	30	21600,0	648,0	2144	2144	0	6983744	6983744	0	307	686256
31/07/17	31	25490,3	790,2	2583	2583	0	6943376	6943376	0	372	726624
31/08/17	31	31180,6	966,6	3120	0	3120	6903008	0	6903008	452	766992
578 días		5450,4									

Tabla 3.5: Plan de cultivo de la instalación Lebeche Gorguel (A y B), situación actualmente concedida (Alternativa 0), compuesta de dos trenes de 16 jaulas (Ø25m), con 26 jaulas cultivadas, para una producción anual de 2000 t de lubina.

Alt 0 Lebeche (2000 t)				Biomasa Siembra			Peces en cultivo				
Fecha		Pienso		Antes	Después	Siembra	Antes	Después	Siembra	Peso	Mortalidad
dd/mm/aa	días	kg/día	t	t	t	t	núm.	núm.	núm.	g	núm.
31/01/16	31	1335,5	41,4	118	118	0	7851028	7851028	0	15	46972
29/02/16	29	931,0	27,0	133	133	0	7804056	7804056	0	17	93944
31/03/16	31	1741,9	54,0	163	163	0	7757084	7757084	0	21	140916
30/04/16	30	2220,0	66,6	200	200	0	7710112	7710112	0	26	187888
31/05/16	31	2206,5	68,4	238	238	0	7663140	7663140	0	31	234860
30/06/16	30	3060,0	91,8	289	289	0	7616168	7616168	0	38	281832
31/07/16	31	3425,8	106,2	348	348	0	7569196	7569196	0	46	328804
31/08/16	31	4238,7	131,4	421	421	0	7522224	7522224	0	56	375776
30/09/16	30	4800,0	144,0	501	501	0	7475252	7475252	0	67	422748
31/10/16	31	5864,5	181,8	602	602	0	7428280	7428280	0	81	469720
30/11/16	30	7260,0	217,8	723	723	0	7381308	7381308	0	98	516692
31/12/16	31	9116,1	282,6	880	880	0	7334336	7334336	0	120	563664
31/01/17	31	10277,4	318,6	1057	1057	0	7287364	7287364	0	145	610636
28/02/17	28	12600,0	352,8	1253	1253	0	7240392	7240392	0	173	657608
31/03/17	31	14980,6	464,4	1511	1511	0	7193420	7193420	0	210	704580
30/04/17	30	18240,0	547,2	1815	1815	0	7146448	7146448	0	254	751552
31/05/17	31	21600,0	669,6	2187	2187	0	7099476	7099476	0	308	798524
30/06/17	30	26220,0	786,6	2624	2624	0	7052504	7052504	0	372	845496
31/07/17	31	31529,0	977,4	3167	0	3167	7005532	0	7005532	452	892468
578 días		5529,6									

Tabla 3.6: Plan de cultivo de la instalación Lebeche Gorguel (A y B), Alternativa 1, en la que se propone una instalación de dos trenes de 16 jaulas (Ø28,6m), con 24 jaulas cultivadas, para una producción anual de 3000 t de lubina.

Alt 1 Lebeche (3000 t)				Biomasa Siembra			Peces en cultivo				
Fecha		Pienso		Antes	Después	Siembra	Antes	Después	Siembra	Peso	Mortalidad
dd/mm/aa	días	kg/día	t	t	t	t	núm.	núm.	núm.	g	núm.
31/01/16	31	2032,3	63,0	177	177	0	11781512	11781512	0	15	70488
29/02/16	29	1365,5	39,6	199	199	0	11711024	11711024	0	17	140976
31/03/16	31	2612,9	81,0	244	244	0	11640536	11640536	0	21	211464
30/04/16	30	3420,0	102,6	301	301	0	11570048	11570048	0	26	281952
31/05/16	31	3193,5	99,0	356	356	0	11499560	11499560	0	31	352440
30/06/16	30	4680,0	140,4	434	434	0	11429072	11429072	0	38	422928
31/07/16	31	5109,7	158,4	522	522	0	11358584	11358584	0	46	493416
31/08/16	31	6387,1	198,0	632	632	0	11288096	11288096	0	56	563904
30/09/16	30	7200,0	216,0	752	752	0	11217608	11217608	0	67	634392
31/10/16	31	8767,7	271,8	903	903	0	11147120	11147120	0	81	704880
30/11/16	30	10980,0	329,4	1086	1086	0	11076632	11076632	0	98	775368
31/12/16	31	13645,2	423,0	1321	1321	0	11006144	11006144	0	120	845856
31/01/17	31	15387,1	477,0	1586	1586	0	10935656	10935656	0	145	916344
28/02/17	28	18900,0	529,2	1880	1880	0	10865168	10865168	0	173	986832
31/03/17	31	22471,0	696,6	2267	2267	0	10794680	10794680	0	210	1057320
30/04/17	30	27420,0	822,6	2724	2724	0	10724192	10724192	0	254	1127808
31/05/17	31	32341,9	1002,6	3281	3281	0	10653704	10653704	0	308	1198296
30/06/17	30	39360,0	1180,8	3937	3937	0	10583216	10583216	0	372	1268784
31/07/17	31	47322,6	1467,0	4752	0	4752	10512728	0	10512728	452	1339272
578 días		8298,0									

Tabla 3.7: Plan de cultivo de la instalación Lebeche Gorguel (A y B), Alternativa 2, en la que se propone una instalación de dos trenes de 16 jaulas (Ø28,6m), con 28 jaulas cultivadas, para una producción anual de 3500 t de lubina.

Alt 2 Lebeche (3500 t)				Biomasa Siembra			Peces en cultivo				
Fecha		Pienso		Antes	Después	Siembra	Antes	Después	Siembra	Peso	Mortalidad
dd/mm/aa	días	kg/día	t	t	t	t	núm.	núm.	núm.	g	núm.
31/01/16	31	2322,6	72,0	206	206	0	13746754	13746754	0	15	82246
29/02/16	29	1613,8	46,8	232	232	0	13664508	13664508	0	17	164492
31/03/16	31	3077,4	95,4	285	285	0	13582262	13582262	0	21	246738
30/04/16	30	3960,0	118,8	351	351	0	13500016	13500016	0	26	328984
31/05/16	31	3774,2	117,0	416	416	0	13417770	13417770	0	31	411230
30/06/16	30	5460,0	163,8	507	507	0	13335524	13335524	0	38	493476
31/07/16	31	5980,6	185,4	610	610	0	13253278	13253278	0	46	575722
31/08/16	31	7432,3	230,4	738	738	0	13171032	13171032	0	56	657968
30/09/16	30	8340,0	250,2	877	877	0	13088786	13088786	0	67	740214
31/10/16	31	10277,4	318,6	1054	1054	0	13006540	13006540	0	81	822460
30/11/16	30	12780,0	383,4	1267	1267	0	12924294	12924294	0	98	904706
31/12/16	31	15909,7	493,2	1541	1541	0	12842048	12842048	0	120	986952
31/01/17	31	17941,9	556,2	1850	1850	0	12759802	12759802	0	145	1069198
28/02/17	28	22050,0	617,4	2193	2193	0	12677556	12677556	0	173	1151444
31/03/17	31	26245,2	813,6	2645	2645	0	12595310	12595310	0	210	1233690
30/04/17	30	31980,0	959,4	3178	3178	0	12513064	12513064	0	254	1315936
31/05/17	31	37800,0	1171,8	3829	3829	0	12430818	12430818	0	308	1398182
30/06/17	30	45900,0	1377,0	4594	4594	0	12348572	12348572	0	372	1480428
31/07/17	31	55161,3	1710,0	5544	0	5544	12266326	0	12266326	452	1562674
578 días		9680,4									

Tabla 3.8: Plan de cultivo de la instalación Lebeche Gorguel (A y B), Alternativa 3, en la que se propone una instalación de dos trenes de 16 jaulas (Ø28,6m), con 32 jaulas cultivadas, para una producción anual de 4000 t de lubina.

Alt 3 Lebeche (4000 t)				Biomasa Siembra			Peces en cultivo				
Fecha		Pienso		Antes	Después	Siembra	Antes	Después	Siembra	Peso	Mortalidad
dd/mm/aa	días	kg/día	t	t	t	t	núm.	núm.	núm.	g	núm.
31/01/16	31	2671,0	82,8	236	236	0	15710008	15710008	0	15	93992
29/02/16	29	1800,0	52,2	265	265	0	15616016	15616016	0	17	187984
31/03/16	31	3541,9	109,8	326	326	0	15522024	15522024	0	21	281976
30/04/16	30	4500,0	135,0	401	401	0	15428032	15428032	0	26	375968
31/05/16	31	4296,8	133,2	475	475	0	15334040	15334040	0	31	469960
30/06/16	30	6240,0	187,2	579	579	0	15240048	15240048	0	38	563952
31/07/16	31	6851,6	212,4	697	697	0	15146056	15146056	0	46	657944
31/08/16	31	8477,4	262,8	843	843	0	15052064	15052064	0	56	751936
30/09/16	30	9540,0	286,2	1002	1002	0	14958072	14958072	0	67	845928
31/10/16	31	11729,0	363,6	1204	1204	0	14864080	14864080	0	81	939920
30/11/16	30	14580,0	437,4	1447	1447	0	14770088	14770088	0	98	1033912
31/12/16	31	18232,3	565,2	1761	1761	0	14676096	14676096	0	120	1127904
31/01/17	31	20496,8	635,4	2114	2114	0	14582104	14582104	0	145	1221896
28/02/17	28	25200,0	705,6	2506	2506	0	14488112	14488112	0	173	1315888
31/03/17	31	30019,4	930,6	3023	3023	0	14394120	14394120	0	210	1409880
30/04/17	30	36540,0	1096,2	3632	3632	0	14300128	14300128	0	254	1503872
31/05/17	31	43141,9	1337,4	4375	4375	0	14206136	14206136	0	308	1597864
30/06/17	30	52500,0	1575,0	5250	5250	0	14112144	14112144	0	372	1691856
31/07/17	31	63058,1	1954,8	6336	0	6336	14018152	0	14018152	452	1785848
578 días		11062,8									

Tabla 3.9: Plan de cultivo de la instalación Lebeche Gorguel (A y B), Alternativa 4, en la que se propone una instalación de cuatro trenes de 16 jaulas (Ø25m), con 52 jaulas cultivadas, para una producción anual de 4000 t de lubina.

Alt 4 Lebeche (4000 t)				Biomasa Siembra			Peces en cultivo				
Fecha		Pienso		Antes	Después	Siembra	Antes	Después	Siembra	Peso	Mortalidad
dd/mm/aa	días	kg/día	t	t	t	t	núm.	núm.	núm.	g	núm.
31/01/16	31	2671,0	82,8	236	236	0	15704043	15704043	0	15	93957
29/02/16	29	1800,0	52,2	265	265	0	15610086	15610086	0	17	187914
31/03/16	31	3541,9	109,8	326	326	0	15516129	15516129	0	21	281871
30/04/16	30	4500,0	135,0	401	401	0	15422172	15422172	0	26	375828
31/05/16	31	4296,8	133,2	475	475	0	15328215	15328215	0	31	469785
30/06/16	30	6240,0	187,2	579	579	0	15234258	15234258	0	38	563742
31/07/16	31	6793,5	210,6	696	696	0	15140301	15140301	0	46	657699
31/08/16	31	8535,5	264,6	843	843	0	15046344	15046344	0	56	751656
30/09/16	30	9540,0	286,2	1002	1002	0	14952387	14952387	0	67	845613
31/10/16	31	11729,0	363,6	1204	1204	0	14858430	14858430	0	81	939570
30/11/16	30	14580,0	437,4	1447	1447	0	14764473	14764473	0	98	1033527
31/12/16	31	18174,2	563,4	1760	1760	0	14670516	14670516	0	120	1127484
31/01/17	31	20554,8	637,2	2114	2114	0	14576559	14576559	0	145	1221441
28/02/17	28	25135,7	703,8	2505	2505	0	14482602	14482602	0	173	1315398
31/03/17	31	30019,4	930,6	3022	3022	0	14388645	14388645	0	210	1409355
30/04/17	30	36540,0	1096,2	3631	3631	0	14294688	14294688	0	254	1503312
31/05/17	31	43141,9	1337,4	4374	4374	0	14200731	14200731	0	308	1597269
30/06/17	30	52440,0	1573,2	5248	5248	0	14106774	14106774	0	372	1691226
31/07/17	31	63058,1	1954,8	6334	0	6334	14012817	0	14012817	452	1785183
578 días		11059,2									

BALANCE GLOBAL

De acuerdo al balance entre alimento consumido y biomasa cosechada, se ha cuantificado un ciclo de producción de hasta 4000 t de lubina (alternativa 3 y 4) con un FCR de 1,8 que precisaría de hasta 11062,8 t de pienso (peso seco en Alt 3) más las pérdidas de alimento no consumido que se han estimado en un 4% (442,5 t), este cultivo generaría un vertido total disuelto al final del ciclo (incluido el lixiviado) de 1206 t de C, 251 t de N y 27 t de P, y un vertido particulado (incluido el alimento desechado) de 394 t de C, 64 t de N y 27 t de P (Figura 4).

Por su parte, la producción (entendida en el caso del atún como biomasa de venta) de 2000 t de atún engrasado durante seis meses, con una tasa de alimentación del 5,06% y una buena gestión de la alimentación (pérdidas del 2%), se precisarían 5100 t de carnada (peso seco) que generarán un vertido disuelto (incluido el lixiviado) de 1208 t de C, 443 t de N y 40 t de P y un vertido particulado (incluido el alimento desechado) de 428 t de C, 26 t de N y 40 t de P (Figura 4).

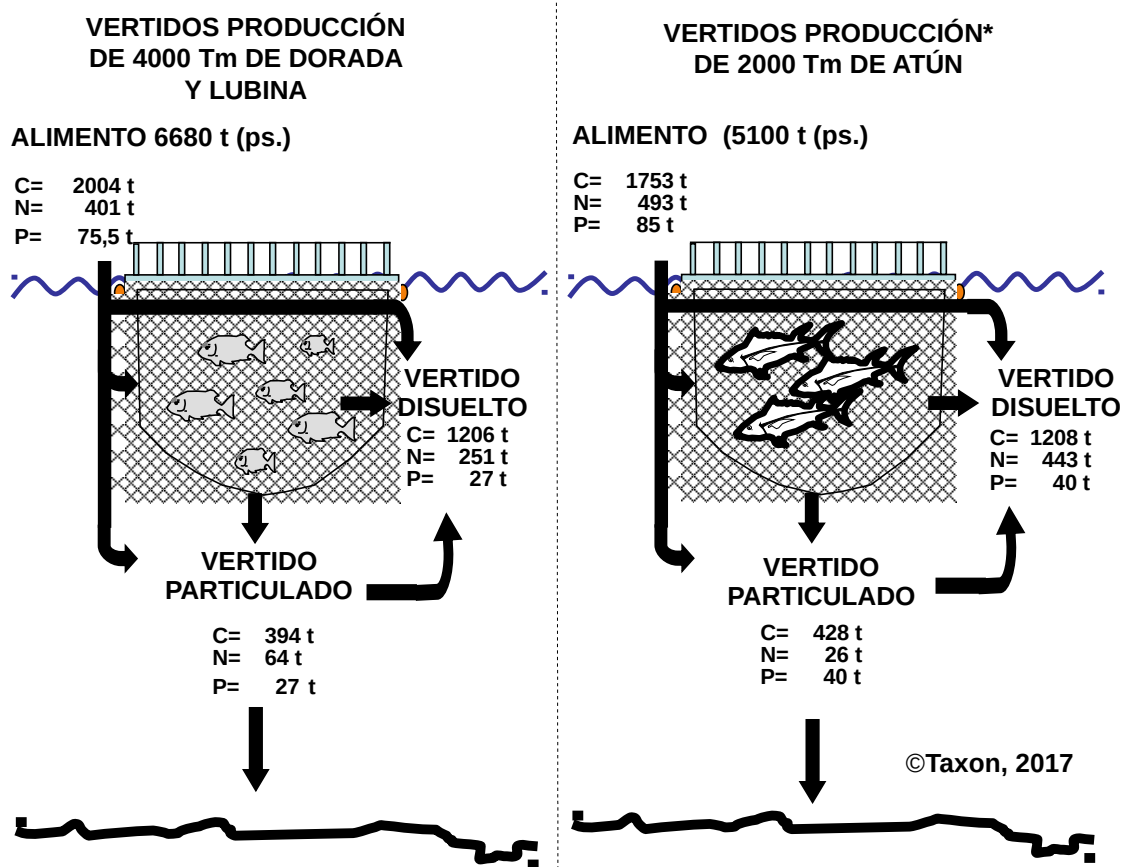


Figura 4: Balance global de insumos y vertidos para un cultivo de 4000 t de lubina (izqda) y 2000 t de atún (dcha.).(* En el caso del atún la producción se asimila a la biomasa de venta)

VERTIDOS MENSUALES (TEMPORALIDAD DEL VERTIDO)

La tasa de vertido varía continuamente y es proporcional al ciclo de crecimiento del pez y a su consumo de pienso o carnada, motivo por el que resulta conveniente analizar la variación del vertido mensual, para detectar los periodos de máximo vertido.

En el caso de la lubina durante las primeras fases, con alevines de unos pocos gramos, el vertido resultará de poca entidad (no el semicultivo de atún) y aumenta hasta un máximo al final del ciclo de producción. Tras este máximo sigue una fase de cosechado durante la cual los peces dejan de alimentarse y son extraídos en sucesivos despesques para su venta, que según la estrategia de comercialización puede durar varias semanas o meses. Una vez extraídos todos los peces, las jaulas permanecerán vacías -sin vertido-, hasta una nueva siembra de alevines. Este periodo también es variable y dependerá del calendario de siembra programada en cada concesión, por lo habitual uno o dos meses. Este tiempo y las fases iniciales del cultivo constituyen un periodo importante de cara a la recuperación del impacto ocasionado durante el periodo de máximo vertido.

En el caso del atún se trata de un engrase y las variaciones mensuales son mucho menores por lo que no precisan un detalle mensual.

Las siguientes figuras detallan el vertido mensual durante todo un ciclo de producción de 4000 t de lubina:

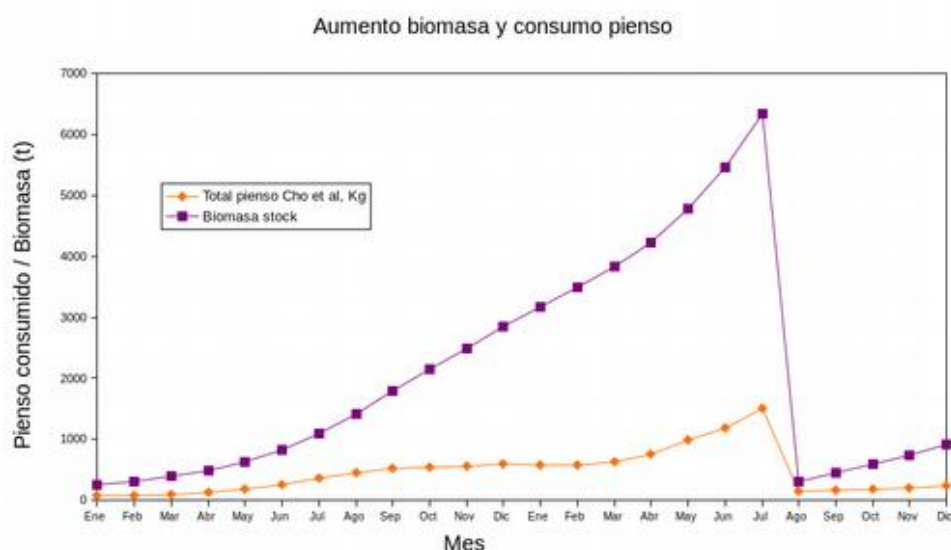


Figura 5: Evolución del consumo de pienso durante un ciclo de producción de 19 meses de cultivo de 4000 t anuales de lubina partiendo de alevines de 12 gr.

Vertidos mensuales de pienso no consumido y M.O.

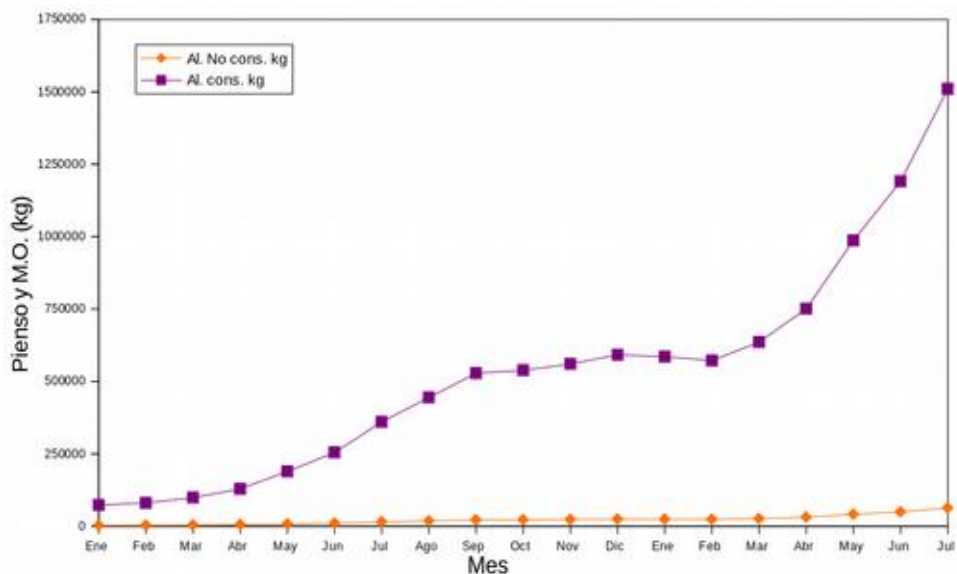


Figura 6: Evolución del vertido mensual (kg) de pienso no consumido y materia orgánica (M.O.) para un ciclo de producción de 19 meses de cultivo de 4000 t de lubina

Vertidos mensuales de nitrógeno

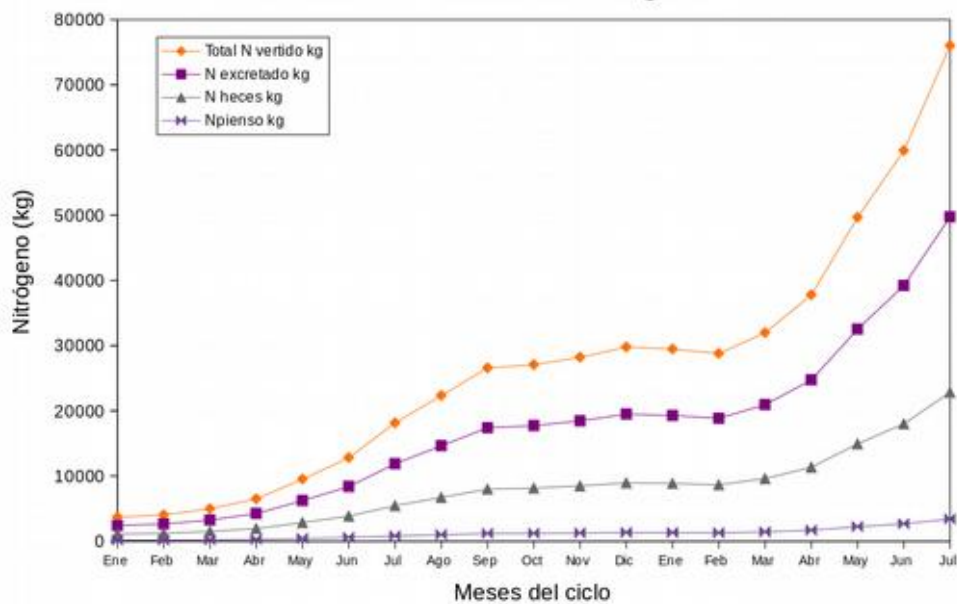


Figura 7: Evolución del vertido mensual de Nitrógeno en forma de heces, excretado o como restos no consumidos para un ciclo de producción de 19 meses de cultivo de 4000 t de lubina

Vertidos mensuales de fósforo

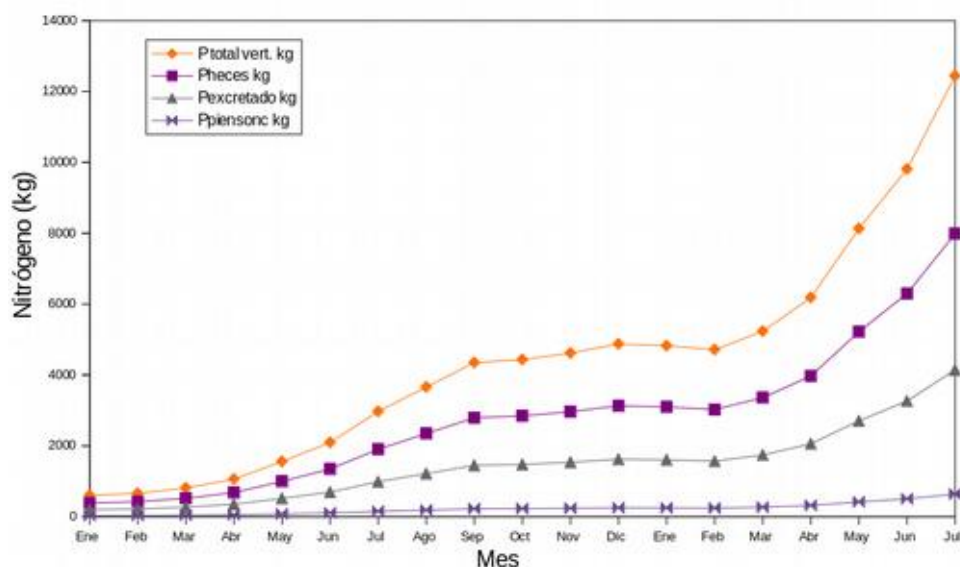


Figura 8: Evolución del vertido mensual de Fósforo en forma de heces, excretado o como restos no consumidos para un ciclo de producción de 19 meses de cultivo de 4000 t de lubina

TASAS MÁXIMAS DE VERTIDO

No obstante, de cara a los estudios de dispersión y a la evaluación del impacto, el dato fundamental es la tasa máxima de vertido diario y esta es función de la biomasa presente en un momento dado al final del ciclo de cultivo, cuando los ejemplares alcanzan la talla comercial. Como los ciclos de producción de algunas especies exceden el año, no existe una correspondencia directa entre las toneladas producidas y la biomasa presente en un momento dado. Por tanto, la mera estima del balance anual de vertidos presentada en la figura 4 o la obtención de medias mensuales puede ser válida para el caso del atún pero no para la lubina que precisa de un cálculo adicional de la biomasa instantánea.

Para este cálculo se ha estimado la biomasa que deben albergar las jaulas para cosechar anualmente las toneladas requeridas. Estos datos ya fueron calculados en el estudio de las cargas de explotación (tabla 2.2). Combinando estos datos con los planes de cultivos presentados anteriormente se obtienen las tasas máximas diarias de vertido presentadas en las figuras siguientes (figuras 9 y 10):

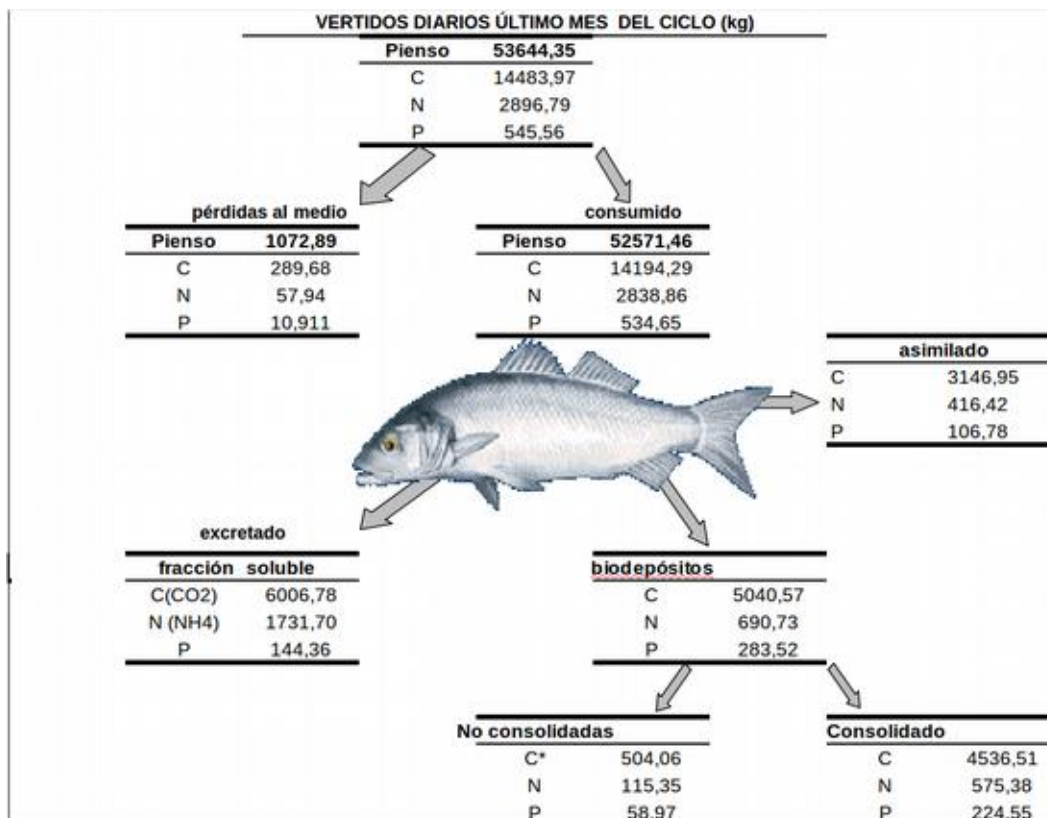


Figura 9: Estimaciones del vertido máximo diario para la producción anual de 4000 t de Lubina. El vertido de cada jaula será una fracción de éste en función de la proporcionalidad entre biomazas. Para su uso en el documento estos datos se han escalado de acuerdo al nivel de producción de la alternativa considerada.

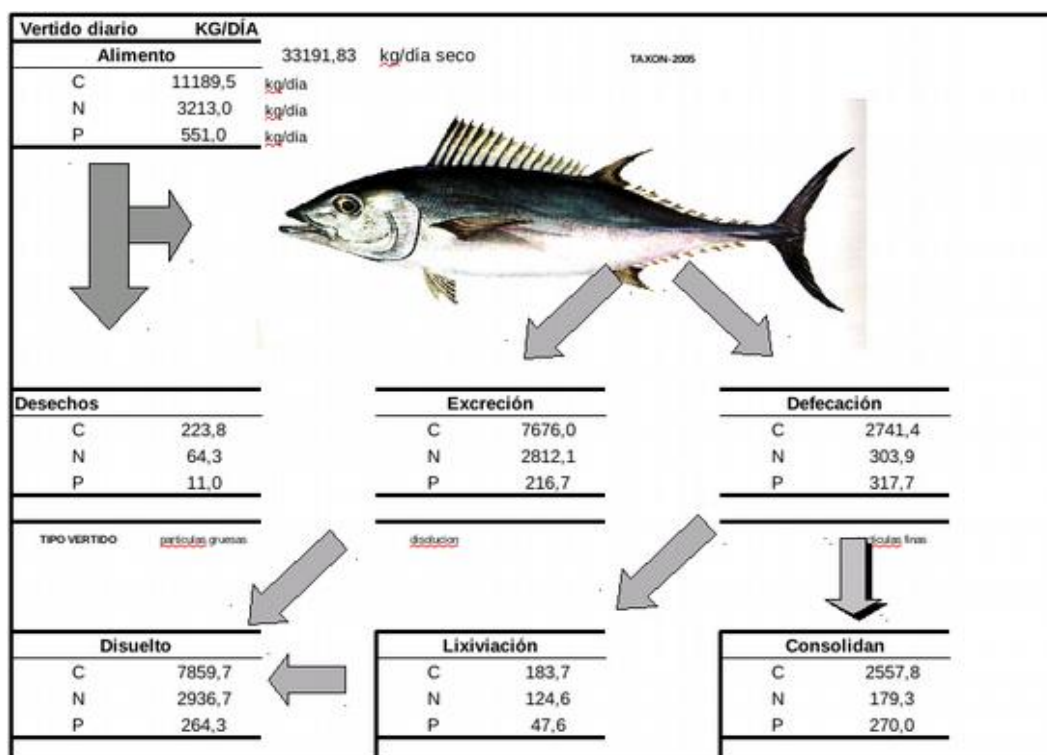


Figura 10: Estimaciones del vertido máximo diario para la producción de 2000 t de atún (*Thunnus thynnus*) y una tasa de alimentación de 5,8% diario, especificado según fracciones disuelta, particulada y lixiviada.

La evaluación del impacto se realiza acorde al principio de precaución, consistente en la simulación de la dispersión del vertido difuso y particulado, precisamente en el instante (15 días) antes del final del ciclo cuando los peces han alcanzado su talla comercial, otorgando así un elevado margen de seguridad con respecto a las situaciones posibles en todo el ciclo de 19 meses (ver figuras 6, 7, y 8).

3.6.2 Fouling

Otra fuente de desechos a considerar es la procedente del *fouling*, término anglosajón con el que se denomina a las comunidades epibénticas que se desarrollan sobre sustratos artificiales, tales como las propias redes, cabos y boyas que componen una concesión. La biomasa de estas comunidades puede llegar a ser importante tanto de cara a la flotabilidad de la propia jaula como por la importancia del vertido que supone. Se ha discutido sobre el papel dominante de estas comunidades bien como biofiltros naturales, ya que una importante biomasa de la comunidad corresponde a organismos filtradores como mejillones, poliquetos y balanos, bien como fuente de vertidos debido a su desprendimiento y productos de excreción-defecación. Recientes estudios en los que participó TAXON (Aguado *et al.* 2010) detectaron biomasa de hasta 450 g/m² (peso seco) y promedios de 216 g/m², aunque esta cifra no es extrapolable a todo el paño de red, ya que disminuye con la profundidad y enturbiamiento del agua. En general puede considerarse que el fenómeno afecta solo a los diez primeros metros de profundidad del paño de red. Según estos datos las estimas del peso seco de fouling acumulado en los paños de red serían las presentadas en la tabla 3.10, aunque debe anotarse que se trata de una aproximación ya que el dato preciso depende de muchos factores variables (turbidez, nutrientes, transparencia, etc.).

Tabla 3.10: Estima del peso acumulado como fouling para el total de jaulas proyectadas.

JAULAS		FOULING	
Núm.	Øm	Área [m ²]	Peso Seco [Kg]
ALTERNATIVA 0			
32	25,0	11309,8	2442,9
ALTERNATIVAS 1, 2 y 3			
32	28,6	16755,2	3619,2
ALTERNATIVA 4			
64	25,0	22619,5	7238,4

Conviene distinguir entre el vertido continuo producido por el desprendimiento espontáneo de los organismos y de sus productos metabólicos, y el desprendimiento de toda la comunidad a consecuencia de grandes temporales, pues la práctica habitual es realizar la limpieza de la red en tierra.

3.6.3 Carga bacteriana

Asociado al vertido de *pellets* fecales se presenta el vertido de una importante biota bacteriana procedente del contenido intestinal y cuya composición precisa varía entre especies. Esta flora bacteriana juega un papel fundamental en la digestión, inmunidad y resistencia de sus hospedadores, sin embargo parte de ella es eliminada junto con los *pellets* fecales convirtiéndose entonces en una fuente potencial de contaminación de coliformes fecales y otros patógenos.

Se ha demostrado que la comunidad bacteriana presente en el intestino de los peces depende de factores ambientales como la temperatura y salinidad del medio, de su variación estacional, dieta, estado de desarrollo e incluso región del tracto digestivo analizada, lo que determina una enorme disparidad en los resultados obtenidos por diversos autores sobre el contenido bacteriano de heces y sistema digestivo. De forma genérica los recuentos bacterianos sobre heces de dorada han mostrado la presencia de bacterias aerobias viables a concentraciones entre **10⁶-10⁸ UFC por gramo** (Silva *et al.* 2011). Según estos mismos autores la composición bacteriana parece dominada por Vibrionaceae con una proporción variable de *Vibrio ichthyenteri* y *Photobacterium damsela* y *Photobacterium spp.* Otras bacterias también presentes incluyen *Glacieola spp* y *Pseudoalteromonas spp.*, *Sporosarcina aquimarina* y alguna *Flavobacteriaceae*. Desgraciadamente este trabajo no aporta información sobre otros anaerobios como coliformes y enterococos que deben ser mayoría

Estudios realizados sobre el contenido intestinal de doradas, no directamente en heces, mostraron la presencia de *Pseudomonas fluorescens*, *Pseudomonas fragii*, *Enterobacteriaceae*, *Psychrobacter sp.*, *Myroides profundus*, *Chryseobacterium sp.*, *Sphingomonas paucimobilis*, *Aeromonas salmonicida subsp.*, *salmonicida*, *Aeromonas molluscorum*, *Leucobacter sp.*, (Floris, 2010). En general esta autora halló para dos instalaciones en Italia recuentos de heterotrofos viables entre 125-1521 UFC/g, de enterobacterias entre 74-408 UFC/g y de coliformes entre 40-187 UFC/g. La divergencia entre autores es pues notable.

3.6.4 Aceites y combustibles

Las pérdidas de aceites y gasóleo de las embarcaciones utilizadas para el mantenimiento y alimentación son de carácter accidental y de escasa entidad.

Las grasas y aceites de pescado de la mayoría de los *pellets* de alimentación les otorga cierta flotabilidad permitiendo que las partículas de pienso permanezcan durante mayor tiempo en superficie antes de sedimentar, mejorando así su consumo y aprovechamiento. Durante este tiempo parte del contenido graso puede lixiviar y formar pequeñas manchas de aceite. En ocasiones se ha descrito la llegada a costa de

este tipo de manchas cuyo intenso olor a pescado las identifica fácilmente. No existen datos que permitan cuantificar este lixiviado graso al depender en gran medida de la formulación del pienso y su composición lipídica específica. Aunque hasta la fecha en el área de estudio no se han notificado la presencia en las playas de este tipo de manchas, probablemente debido a que el patrón de vientos y corrientes dominantes debe dirigir las hacia el SO.

3.6.5 Productos químicos específicos

Minerales: los metales presentes en el alimento de los peces, son suministrados como constituyentes de los compuestos que integran el pienso, o incluidos *ex profeso* como un requerimiento nutricional. De los diferentes metales hallados en el sedimento bajo granjas marinas, sólo el Zinc y el Cobre han sido encontrados a concentraciones elevadas en Escocia y Canadá. Las concentraciones de cobre y zinc en piensos pueden alcanzar los 25 y 240 mg/kg respectivamente, valores muy por encima de los requerimientos diarios de los peces, por lo que parecen ser incluidos en concentraciones innecesariamente altas.

De acuerdo a la composición elemental de los piensos usados en el PCMG presentada en la tabla 3.1 y a las tasas de bioacumulación de estos elementos publicada por diversos autores se ha calculado su vertido tabla 3.11. Debe considerarse que se trata de cantidades referidas al vertido anual y que éste se produce asociado a heces y pienso, por lo que dispersará sobre el fondo en igual manera que el resto del vertido particulado de materia orgánica.

Tabla 3.11: Estimación vertido de metales para la producción anual de 4000 t considerando el vertido procedente del pienso no consumido y su bioacumulación en el tejido corporal peces (las 2000 t de atún restantes no consumirían piensos enriquecidos en estos minerales sino carnada). (*Datos sobre composición corporal en dorada obtenidos de * de (Mente *et al.* 2012; Cardinal *et al.* 2011)

Micronutrientes	Consumo (ton)	Vertido (ton)
[Zn]	1,35	1,09
[K]	106,29	3,19
[Na]	85,89	2,58
[Mg]	32,06	0,96
[P]	144,33	4,33
[Cu]	0,11	0,09
[Cd]	0,01	0,01
[As]	0	0
[Mn]	3,1	2,51
[Fe]	6,02	0,18
[Ca]	49,99	1,5
[Pb]	0,015	0,012

Destaca la presencia de Cd y Pb ambas sustancias prioritarias para la directiva Marco del Agua (Decisión del Consejo nº 2455/2001/CE), así como de As y Cu aunque en cantidades mínimas una vez considerada la tasa de vertido y rango de dispersión.

Antibióticos y Terapéuticos: respecto al uso de medicamentos y productos químicos, debido a que se trata de un proyecto abierto al cultivo de diversas especies, y a que las cantidades y especies pueden variar con los años, no es posible disponer *a priori* de datos concretos sobre el uso de productos químicos más allá de los datos presentados en el apartado 3.4.2.

3.7 EMISIONES SONORAS

La frecuencia de la presión sonora subacuática asociadas al tráfico marino generado por las embarcaciones de alimentación y mantenimiento estaría en el rango de 100 HZ y 150 dB (Richardson, 1995). La emisión no es continua ya que el tráfico se circunscribe a los periodos de alimentación diaria por lo habitual durante la mañana (Figura 11).

Dentro del proceso de implementación de la Estrategia común marina europea el grupo de trabajo del CEPYC-CEDEX realizó una evaluación del riesgo de ruido submarino para el conjunto del litoral mediterráneo español en función de la acumulación de actividades potencialmente emisoras (tráfico, perforaciones, sondeos, dragados, etc.). La cuadrícula correspondiente a la zona de estudio fue registrada un bajo índice de ruido (ver Figura 12).

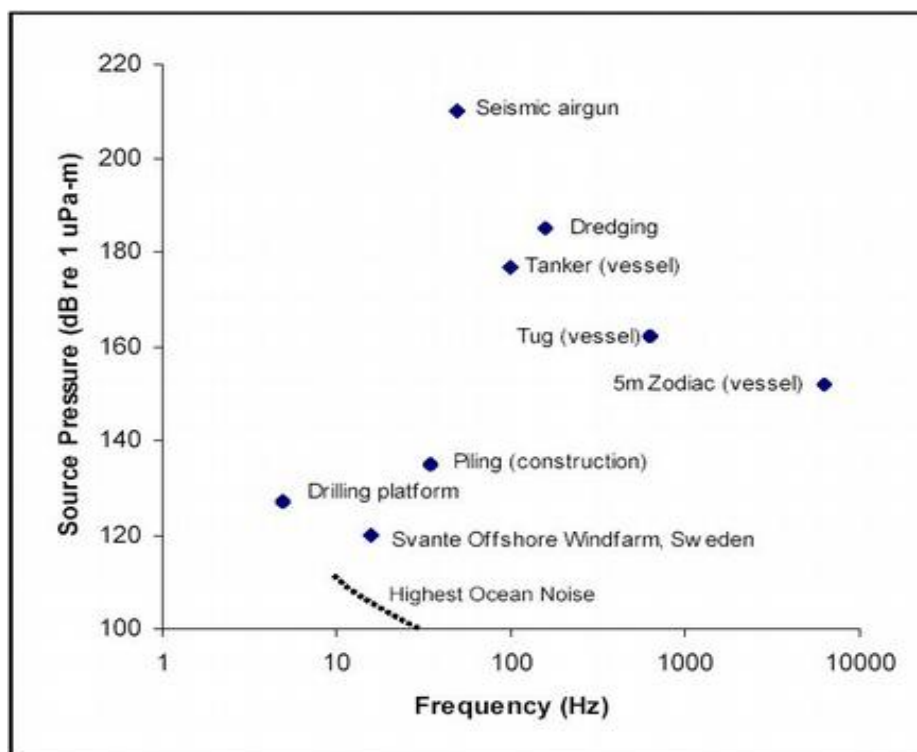


Figura 11: Picos de intensidad en el espectro de frecuencia para algunas fuentes de ruido submarino antropogénico (adaptado de Richardson *et al.* 1995). Empezando por el más alto: Una perforadora de percusión, la actividad de dragado, motor de un petrolero, motor de un remolcador, motor de una zodiac (5m), construcción de pilares (ej. puente), plataforma de perforación, parque de aerogeneradores *offshore* de Svante (Suecia).

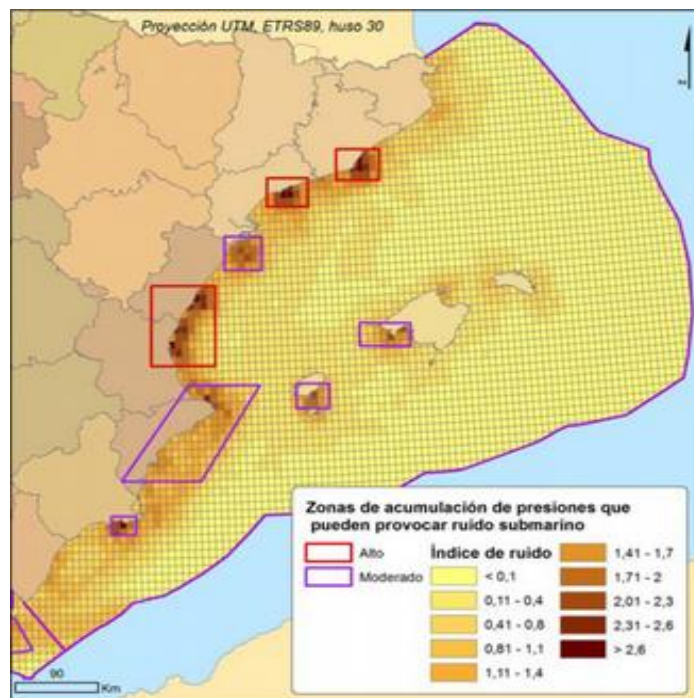


Figura 12: índice de ruido en función de la acumulación de presiones que pueden provocar ruido (tomado de CEPYC-CEDEX, 2012)

3.8 EMISIONES ATMOSFÉRICAS

Tal y como ha sido expuesto en la descripción del proyecto 3.2.3, el desarrollo de la actividad acuícola implica el uso de embarcaciones auxiliares para el transporte de alimento, mantenimiento de las instalaciones, transporte de ejemplares al puerto (a demanda de clientes).

El incremento de producción en todas las alternativas, no implica una modificación en el número de embarcaciones o viajes, por motivos de mantenimiento o alimentación con respecto a la situación actual, sin embargo, sí que es necesario aumentar el número de viajes para la pesca al final del ciclo cuando los individuos ya tienen la talla comercial. Así, el impacto por emisiones a la atmósfera del proyecto vendrá dado por el incremento en las emisiones ante mayores cargas de transporte de alimento y transporte a puerto de los peces.

Así, según las estimas de alimentación calculadas en el apartado 3.4.3 por meses de ciclo de producción y alternativa, como es de esperar, los máximos incrementos se producen al principio del ciclo, cuando los peces presentan mayor desarrollo (57,1%, 47,8%, 58,3%, 46,7%, 57,1%) y los máximos de consumo en el último mes, cuando los peces tienen su talla comercial: 464,4, 631,8, 801,0, 966,6 y 928,8 toneladas/mes para las alternativas 0, 1, 2, 3 y 4 respectivamente.

Tabla 3.12. Estimaciones del consumo e incremento de alimento mensual según el ciclo de cultivo de 578 días y alternativa.

CONSUMO MENSUAL DE PIENSO											
Fecha		Alternativa 0		Alternativa 1		Alternativa 2		Alternativa 3		Alternativa 4	
dd/mm/aa	días	toneladas	Incremento	toneladas	Incremento	toneladas	Incremento	toneladas	Incremento	toneladas	Incremento
29/02/16	29	41,4	0,0%	63,0	0,0%	72,0	0,0%	82,8	0,0%	77,5	0,0%
31/03/16	31	27,0	-34,8%	39,6	-37,1%	46,8	-35,0%	52,2	-37,0%	55,8	-28,0%
30/04/16	30	54,0	100,0%	81,0	104,5%	95,4	103,8%	109,8	110,3%	106,3	90,4%
31/05/16	31	66,6	23,3%	102,6	26,7%	118,8	24,5%	135,0	23,0%	139,5	31,3%
30/06/16	30	68,4	2,7%	99,0	-3,5%	117,0	-1,5%	133,2	-1,3%	128,9	-7,6%
31/07/16	31	91,8	34,2%	140,4	41,8%	163,8	40,0%	187,2	40,5%	193,4	50,1%
31/08/16	31	106,2	15,7%	158,4	12,8%	185,4	13,2%	212,4	13,5%	210,6	8,9%
30/09/16	30	131,4	23,7%	198,0	25,0%	230,4	24,3%	262,8	23,7%	256,1	21,6%
31/10/16	31	144,0	9,6%	216,0	9,1%	250,2	8,6%	286,2	8,9%	295,7	15,5%
30/11/16	30	181,8	26,2%	271,8	25,8%	318,6	27,3%	363,6	27,0%	351,9	19,0%
31/12/16	31	217,8	19,8%	329,4	21,2%	383,4	20,3%	437,4	20,3%	452,0	28,5%
31/01/17	31	282,6	29,8%	423,0	28,4%	493,2	28,6%	565,2	29,2%	563,4	24,7%
28/02/17	28	318,6	12,7%	477,0	12,8%	556,2	12,8%	635,4	12,4%	575,5	2,2%
31/03/17	31	352,8	10,7%	529,2	10,9%	617,4	11,0%	705,6	11,0%	779,2	35,4%
30/04/17	30	464,4	31,6%	696,6	31,6%	813,6	31,8%	930,6	31,9%	900,6	15,6%
31/05/17	31	547,2	17,8%	822,6	18,1%	959,4	17,9%	1096,2	17,8%	1132,7	25,8%
30/06/17	30	669,6	22,4%	1002,6	21,9%	1171,8	22,1%	1337,4	22,0%	1294,3	14,3%
31/07/17	31	786,6	17,5%	1180,8	17,8%	1377,0	17,5%	1575,0	17,8%	1625,6	25,6%
31/08/17	31	977,4	24,3%	1467,0	24,2%	1710,0	24,2%	1954,8	24,1%	1954,8	20,2%
TOTALES	578	5530		8298		9680		11063		11094	

Aproximadamente el 90% del consumo de combustible se produce en las tareas rutinarias diarias de alimentación y mantenimiento, aunque estas maniobras se han mejorado notablemente (ver tabla 3.13) con los sistemas automáticos de dosificación de alimento, en los que un mismo barco suministra alimento a varias jaulas a la vez sin necesidad de cambiar de posición. En las maniobras de pesca interviene un barco diferente que captura los ejemplares en su talla comercial después del último mes del ciclo, y en el peor caso estas maniobras duran dos meses.

Tabla 3.13. Consumos anuales de combustible. Fte: Lebeche Gorguel.

Año	Combustible Litros de Gasoil	Combustible Litros de Gasolina	Total Litros
2017	147.910	4.089	151.999
2016	191.032	3.977	195.009
2015	258.782	4.814	263.596

Sobre la base de las estimaciones del consumo de combustible presentadas en la tabla 3.13 se ha procedido al cálculo de la *Huella de Carbono* (en adelante HC), para el año 2017, en el supuesto de cada una de las alternativas, y durante todo el ciclo del cultivo (ver tabla 6.12). Los esfuerzos de Lebeche Gorguel por la eficiencia energética han sido considerables, consiguiendo una reducción considerable del consumo de combustible.

Los consumos de la embarcación de pesca, representan aproximadamente el 10,5% del consumo total de combustible para cada alternativa en un ciclo completo, y el incremento del consumo debido al incremento de cargas y maniobras según el

aumento de producción se ha estimado en un 0,03% para las alternativas con un solo tren de jaulas y de 0,08% para la alternativa de dos trenes de jaulas, debido al aumento de desplazamientos entre las parcelas ocupadas por los dos trenes (ver tabla 6.12).

El incremento total de consumo de combustible se estima en 12,53%; 24,39% y 36,23% en las alternativas 1, 2 y 3 respectivamente y del 115,16% en la alternativa 4, con respecto a la situación actual (Alt0).

4. ESTUDIO DE ALTERNATIVAS

4.1 DESCRIPCIÓN DE ALTERNATIVAS

Las alternativas 1, 2 y 3 se tratan de proyectos de ampliación de la producción sobre la misma localización, variando el volumen de las jaulas. La alternativa 4, sin embargo se trata de una nueva instalación en la parcela E del PCMG, actualmente desalojada por motivos estratégicos y ambientales. De esta forma se han considerado las siguientes alternativas:

- **Alternativa 0 o de no actuación:** que consistiría en no acometer ningún aumento ni modificación de la producción actualmente concedida de 2000 t anuales distribuida en dos trenes de 16 jaulas de 25m de diámetro (ver figura 13).
- **Alternativa 1 producción anual de 3000 t:** bajo la cual la parcela D asignada a Lebeche Gorguel incrementaría su producción anual hasta las 3000 t, manteniendo la distribución de jaulas pero aumentando la capacidad de las jaulas a 28,6 m de diámetro (ver figura 14).
- **Alternativa 2 producción anual de 3500 t:** exactamente las mismas características técnicas que la alternativa 1, con dos trenes de 16 jaulas de 28,6 m pero cultivando un mayor número de alevines (ver figura 14).
- **Alternativa 3 producción anual de 4000 t:** se trata de un paso más en el incremento de producción, con las mismas infraestructuras para llegar a la producción máxima propuesta por el promotor (ver figura 14).
- **Alternativa 4 producción anual de 4000 t:** finalmente en esta alternativa sí se propone una nueva instalación de idénticas características técnicas que las actuales (alternativa 0), con dos trenes de 16 jaulas que se instalarían en la parcela E del PCMG que actualmente se encuentra desocupada y cuya concesión de explotación es titular Lebeche Gorguel (ver figura 15).

En todos las alternativas se ha supuesto que la producción de Piscifactorías del Mediterráneo, SL. es de 2000 t, esto es; que le ha sido concedida la ampliación actualmente en trámite. De este modo las previsiones de impacto aquí detalladas analizan la situación de mayor carga posible, y por tanto la más desfavorable desde el punto de vista ambiental.

La siguiente tabla ofrece las características detalladas de los niveles de producción de cada una de las alternativas, las solicitadas y las que se encuentran actualmente en trámite de todas las parcelas del PCMG:

	JAULAS										CULTIVO COMPLETO		
CONCESIÓN	Núm.	Cultiv.	Diám. Ø [m]	Paño [m]	Bolso [m]	Vol. [m³]	Máx. Biom. [Tm]/jaula	Prod. Anual [Tm]/jaula	Densidad [Kg/m³]	Especie	Ciclo mes	Máx. Biom. [Tm]	Prod. Anual [Tm]
SITUACIÓN ACTUAL LEBECHE SPAIN, SLU. EN PARCELA D													
LEBECHE A	16	13	25	15	5	8181	121,8	77	15	Lubina	19	1583,4	1000
LEBECHE B	16	13	25	15	5	8181	121,8	77	15	Lubina	19	1583,4	1000
	TOTAL										3167	2000	
ALTERNATIVA 1 DE AMPLIACIÓN LEBECHE SPAIN, SLU. EN PARCELA D													
LEBECHE A	16	12	28,6	16,1	3,07	11000	198	125	18	Lubina	19	2376	1500
LEBECHE B	16	12	28,6	16,1	3,07	11000	198	125	18	Lubina	19	2376	1500
	TOTAL										4752	3000	
ALTERNATIVA 2 DE AMPLIACIÓN LEBECHE SPAIN, SLU. EN PARCELA D													
LEBECHE A	16	14	28,6	16,1	3,07	11000	198	125	18	Lubina	19	2772	1750
LEBECHE B	16	14	28,6	16,1	3,07	11000	198	125	18	Lubina	19	2772	1750
	TOTAL										5544	3500	
ALTERNATIVA 3 DE AMPLIACIÓN LEBECHE SPAIN, SLU. EN PARCELA D													
LEBECHE A	16	16	28,6	16,1	3,07	11000	198	125	18	Lubina	19	3168	2000
LEBECHE B	16	16	28,6	16,1	3,07	11000	198	125	18	Lubina	19	3168	2000
	TOTAL										6336	4000	
ALTERNATIVA 4 DE AMPLIACIÓN LEBECHE SPAIN, SLU. EN PARCELA D Y E													
LEBECHE A	16	13	25	15	5	8181	121,8	77	15	Lubina	19	1583,4	1000
LEBECHE B	16	13	25	15	5	8181	121,8	77	15	Lubina	19	1583,4	1000
LEBECHE C	16	13	25	15	5	8181	121,8	77	15	Lubina	19	1583,4	1000
LEBECHE D	16	13	25	15	5	8181	121,8	77	15	Lubina	19	1583,4	1000
	TOTAL										6334	4000	
	Núm.	Cultiv.	Diám. Ø [m]	Paño [m]	Bolso [m]	Vol. [m³]	Máx. Biom. [Tm]/jaula	Prod. Anual [Tm]/jaula	Densidad [Kg/m³]	Especie	Ciclo mes	Máx. Biom. [Tm]	Prod. Anual [Tm]
CALADEROS DEL MEDITERRÁNEO PARCELA B													
CALADEROS	4	4	50	20	12	47124	200	200	4	Atún	5	800	2000
	3	3	90	20	12	152681	400	400	3	Atún	5	1200	
ALTERNATIVAS AMPLIACIÓN PISCIFACTORÍAS DEL MEDITERRÁNEO PARCELA A													
PISC. MEDIT. Alt3	21	12	25	15	5	8181	125	79	15	Lubina	19	1500	947
	21	9	30	15	5	11781	180	114	15	Lubina	19	1620	1023
	TOTAL										3120	2000	



Figura 13: Distribución actual de las jaulas de 25m de diámetro, considerada en la Alternativa 0 en la parcela D de Lebeche Gorguel.

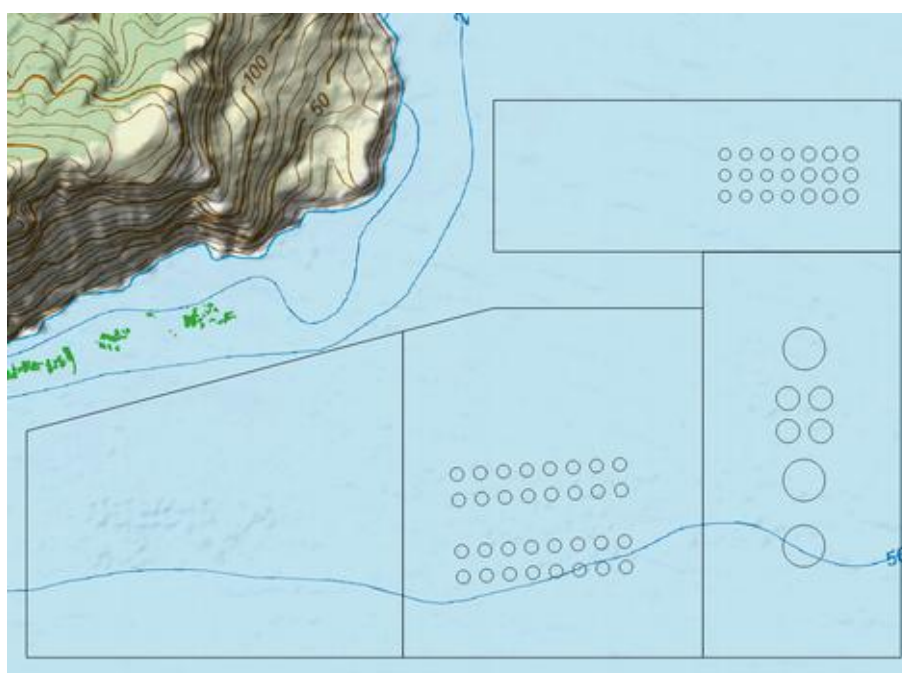


Figura 14: Distribución de las jaulas de 28,6m de diámetro, para las alternativas 1, 2 y 3.

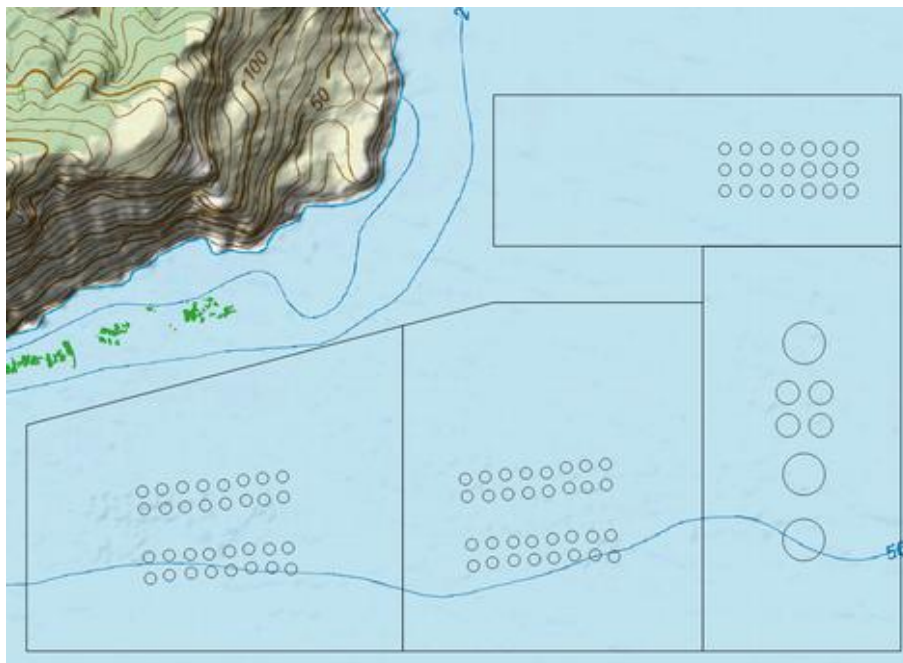


Figura 15: Distribución de las jaulas de 25m de diámetro, con dos nuevos trenes que ocupan la parcela E en la alternativa 4.

4.2 JUSTIFICACIÓN DE LAS PRINCIPALES RAZONES DE LA SOLUCIÓN ADOPTADA.

La mayoría de las alternativas expuestas difieren sólo en la tasa de producción anual creciente, a excepción de la alternativa 4 que incorpora una nueva instalación de dos trenes en la parcela D, sin embargo, los cambios de ocupación debidos a las nuevas jaulas no suponen un cambio significativo, ya que se trata de una posición dentro de una parcela del PCMG que ya ha estado en producción con anterioridad.

El criterio de selección de alternativas es, tanto por los impactos del vertido particulado y disuelto proporcionales al incremento de biomasa establecida; como por la nueva pluma de vertido que introduce la nueva instalación propuesta en la alternativa 4. Por otro lado, desde el punto de vista del promotor, la alternativa más ventajosa es lógicamente aquella que le permita una mayor producción anual, con una menor inversión en infraestructuras. Para hallar el justo balance entre ambos criterios lo más adecuado es recurrir a modelos de dispersión del vertido que determinen, para cada alternativa, el alcance e intensidad de las plumas de vertido sobre los valores ambientales de la zona, por lo que la selección no se puede realizar “*a priori*” sino que ha de ser la conclusión final al proceso de evaluación de impactos.

La ejecución de estos modelos es compleja y requiere de un apartado específico que es desarrollado como anexo independiente al presente documento, en este caso como ANEXO III (pag. 203).

5. DIAGNÓSTICO TERRITORIAL Y MEDIO AMBIENTE AFECTADO POR EL PROYECTO

5.1 GEOLOGÍA Y LITOLOGÍA

Todo el litoral adyacente se halla altamente tectonizado, presenta una orientación general Este-Oeste, donde destacan las sierras de la Fausilla, Morra Alta, Cabezo del Aljibe y Galeras, con alturas de hasta 350 m. Esta disposición protege a la costa de los vientos del primer cuadrante. Las pendientes son del 12 al 30%, que acaban en acantilados muy fuertes de hasta 250 m. La pocas playas que aparecen corresponden en realidad a calas encajadas en las desembocaduras de ramblas, como es el caso de la propia playa del Gorgel de 2600 m de longitud y 47 m de anchura, formada a favor de los aportes de la rambla del mismo nombre. La otra playa de mayor relevancia es la Bahía de Portman, aunque actualmente está colmatada por los antiguos aportes de la actividad minera. Desde esta bahía hasta Cabo Palos se suceden los acantilados, áreas de costa baja rocosa y pequeñas calas en zonas abrigadas.

Geológicamente los territorios estudiados ocupan el sector suroccidental de la Zona Bética, constituyendo su porción más meridional. A gran escala la zona la integran dos cadenas montañosas de relieve poco abrupto, que corren paralelas a la costa y se hallan separadas de este a oeste por la depresión que origina el Valle de los Belones. Se conforman así tres grandes zonas:

- Zona Sur. Constituida por la cadena de montañas que forman la costa desde Portman hasta el Cabo de Palos y que constituyen el área de estudio del presente trabajo.
- Zona Central. Desde Santi Spiritu a los Belones.
- Zona Norte: depresión que se extiende al norte del Llano del Beal y San Ginés.

Los materiales que integran estas tres zonas pertenecen a los grandes complejos tectónicos (Nevado-Filábride y Alpujárride) y a terrenos neógenos y cuaternarios.

La Zona Sur, es la de interés al objeto del presente estudio. Ocupa una franja litoral que extendiéndose de Este a Oeste, tiene su máxima anchura (1 kilómetro) en el Faro de Portman. De abajo arriba aparecen los siguientes materiales: micaesquistos cuarcíticos plateados, micaesquistos verdes, cloriestosquistos, micacitas, esquistos anfibólicos y cuarcitas. Entre Portman y Cuatro Tiros todo este complejo aparece, bajo los materiales

paleozoicos, en una franja de unos quinientos metros de anchura, con potencia no determinable, pero superior a los ciento cincuenta y menor de los trescientos.

HISTORIA GEOLÓGICA:

Para comprender la presencia de las grandes cantidades de material de origen alóctono presentes, conviene prestar especial atención a las condiciones que dominaron durante la formación de la cuenca sedimentaria original. Los materiales paleozoicos (Nevado-Filábride y Alpujárride) estarían en inicio, formados por sedimentos detríticos-arcillosos ricos en cuarzo y materia orgánica que posteriormente sufrieron un metamorfismo del tipo Herciniano. Una vez compactados, constituyeron el basamento sobre el que se depositarían nuevos materiales arcillosos detríticos, con algunas inclusiones de origen volcánico. Los procesos sedimentarios continuaron, esa vez bajo la forma de niveles calcáreos impuros, arcillosos, existiendo al tiempo un vulcanismo básico. Finalmente todos estos sedimentos y el basamento sufrieron de forma conjunta un metamorfismo plurifacial que originó las actuales filitas y cuarcitas a partir de los materiales detríticos arcillosos, mientras que los materiales calcáreos originaron las facies alpujárrides.

La evolución tectónica de estos materiales arranca en la orogenia Alpina con una tectónica de mantos de corrimiento que ocasionó el cabalgamiento de los elementos alpujárrides (situados al Sur) sobre las series filábrides. De forma simultánea a estos corrimientos, la gran tensión acumulada se libera en forma de diversas fallas, que de Este a Oeste crean diversos horst tectónicos, cuyas fracturas sirvieron de vías de emisión de los diferentes materiales volcánicos que se acumularon en las zonas de cruce.

5.2 GEOMORFOLOGÍA

Se ha definido el litoral del sureste español como una de las zonas geomorfológicas más ricas y diversas de Europa. El litoral emergido tiene un carácter de frontera entre lo marino y lo terrestre, por lo que sus rasgos geomorfológicos no pueden ser estudiados con independencia de los procesos que operan en el espacio sumergido, del mismo modo que la configuración de éste, es en gran medida, el resultado de procesos de origen continental.

Dentro de la Región de Murcia se diferencian dos grupos de morfologías litorales: costas abruptas y costas bajas. Las primeras incluyen tanto las costas acantiladas con alturas superiores a los 20m, como a las costas bajas rocosas que a veces no superan los 2 m. de altitud. El litoral de interés corresponde a una costa abrupta con pendientes fuertes del 12 al 30%, que acaban en acantilados de hasta 250 m. La pocas playas que aparecen son calas encajadas en las desembocaduras de ramblas, como es el caso de

la de la playa del Gorgel formada a favor de los aportes de la rambla del mismo nombre, y de la Bahía de Portman, una playa de 2600 m. de longitud y 47 m. de anchura, que actualmente está colmatada por los antiguos aportes de la actividad minera. Desde esta bahía hasta Cabo Palos se suceden los acantilados, áreas de costa baja rocosa y pequeñas calas en zonas abrigadas.

El litoral sumergido de la zona de estudio es en realidad una prolongación del perfil acantilado del tramo emergido, al menos hasta la batimétrica de 50 m. Siendo más escarpado hacia levante y el Cabo de Palos y atenuándose progresivamente hacia la Bahía de Portman. En costa son frecuentes los grandes bloques de derrubios a pie de cantil. La plataforma continental situada frente a Cabo Negrete pertenece al sector meridional, y presenta una tendencia general E-W con una anchura media de 6 km., hay que destacar su carácter escalonado en relación con la existencia de fracturas de orientación N-S y NW-SE.

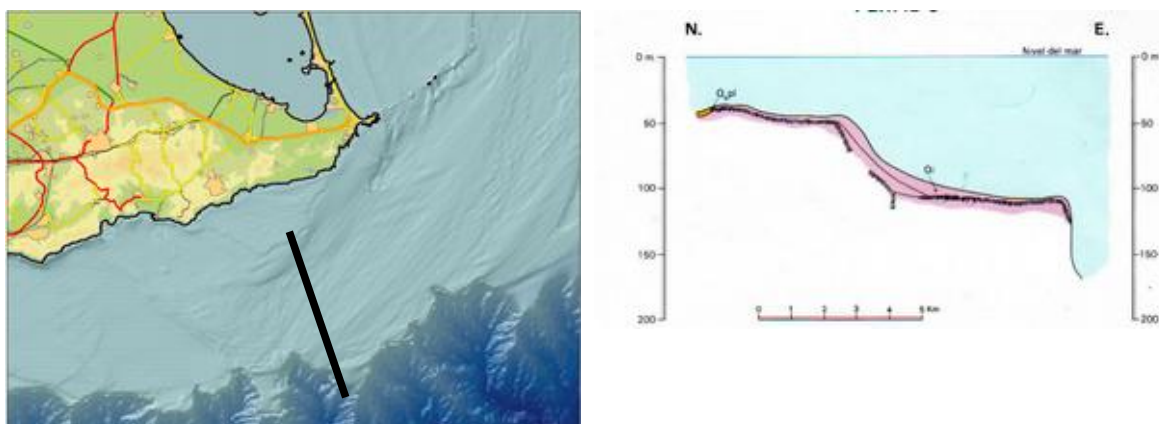


Figura 16: A la izqda la batimetría sombreada de la plataforma continental, a la dcha una sección de la misma perpendicular a costa en el área de estudio.

Como en cualquier plataforma es posible encontrar una serie de relieves submarinos que suelen agruparse según su origen deposicional o erosivo:

Prisma y cuñas litorales. El prisma litoral es un cuerpo deposicional que tiene un borde abrupto hacia el mar mientras hacia tierra se extiende como un área plana. Al pie de este cuerpo existe con frecuencia un segundo cuerpo deposicional adosado y caracterizado por pendientes más suaves. En todo el sector meridional de la plataforma estos cuerpos aparecen con carácter discontinuo frente a calas y bahías con pendientes entre 2° y 6°. La cuña también es irregular y se comporta como un talud de acumulación de los materiales erosionados en las tormentas.

Campos de rizaduras. Se trata de formas relictas originadas por las corrientes costeras en las etapas iniciales de transgresión Versaliense y que adoptan la forma de estructuras semejantes a rizaduras, con una extensión longitudinal de hasta 80m. ("mega-ripples"). Siendo el más importante precisamente el situado entre Cabo de Palos y Cabo Negrete. Que rellena una depresión en dirección NE-SW y a unos 90 m. de profundidad.

Resaltes morfológicos: se tratan elevaciones de fuerte pendientes ocasionadas por la existencia de afloramientos de areniscas del Pleistoceno o del propio zócalo. Aparecen de forma paralela a la costa salvo en el caso de los situados frente a Portman, y suelen presentar cambios bruscos en la orientación.

Cañones submarinos: son valles submarinos de morfología abrupta. Aparecen tanto cerca de la costa como de la plataforma continental y talud continental. Se originan por una erosión submarina ocasionada por los procesos de transporte y por los ríos del continente. Precisamente frente a Cabo Negrete existe uno de estos cañones.

A partir de la plataforma se extiende el talud continental y la plataforma pelágica que dada su situación mar adentro se consideran ya fueran del ámbito del presente estudio.

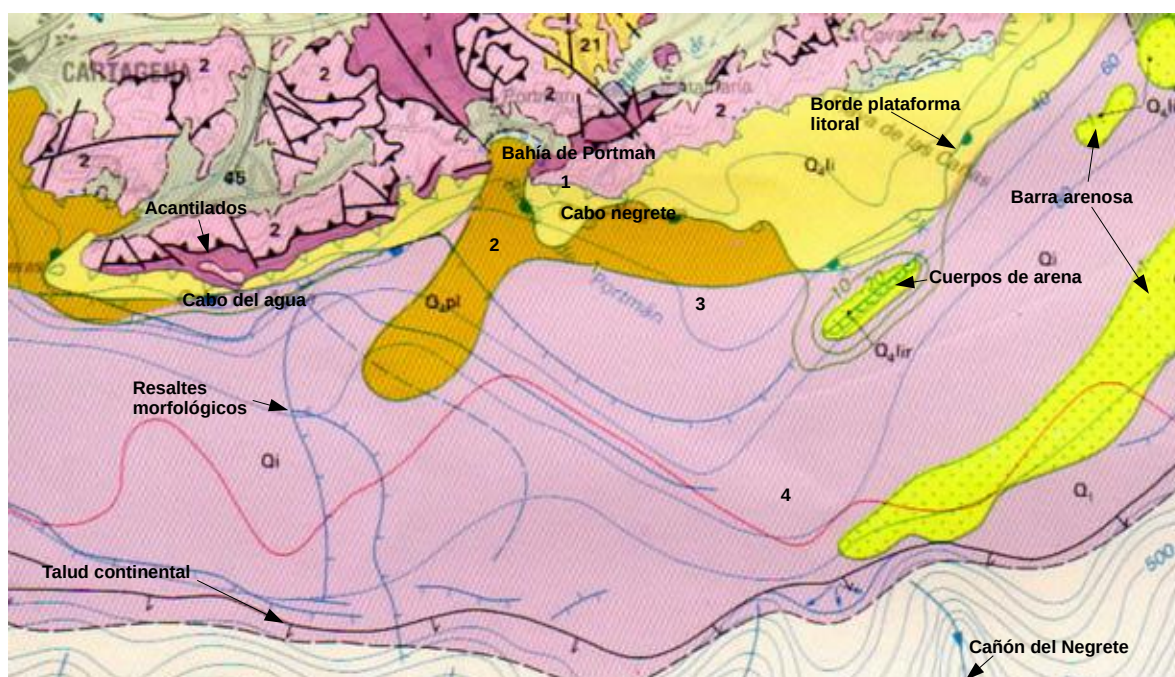


Figura 17: Mapa geomorfológico de la plataforma continental de la zona de estudio.// Qi (rosa): cuaternario indiferenciado // Q4 lit: sedimentos litorales relictos. //Q4pl: sedimentos de plataforma

5.3 SEDIMENTO MARINO

5.3.1 Granulometría

Como se ha mencionado, la zona de estudio se asienta sobre unos fondos marinos de carácter detrítico que a partir de la Punta de La Manceba, y en dirección a la bahía de Portman, alcanzan progresivamente un mayor grado de enfangamiento transformándose en un detrítico enfangado. Los resultados del PVA 2016 que se realiza anualmente sobre la actividad en dicho PCMG muestran pocas variaciones estacionales en distribución granulométrica de los tres principales tamaños de grano tanto para las estaciones de control (Figura 18) como para las estaciones situadas bajo las jaulas de cultivos (Figura 24). En general se aprecia una clara dominancia de materiales de diámetro inferior a 2 mm (arenas y limos-arcillas). Las gravas, muestran registros medios por campaña del 22% y 17,7% en estaciones situadas al oeste de las concesiones de acuicultura (influencia) frente al 10% y 6,3% detectado en las localizadas más al este (control). Más en detalle, las concesiones de Lebeche Gorguel tienen naturaleza arenosa (parcela D) mientras que la parcela E pasa de un sedimento de “arenas con gravas” a un sedimento de “arenas fangosas”. En el caso de la parcela A, pasamos de unos fondos arenosos a principios de ciclo a unos fondos “fango arenosos”. Por último Caladeros del Mediterráneo, parcela C, que muestra fondos de naturaleza “fango-arenosa” durante todo el ciclo 2016.

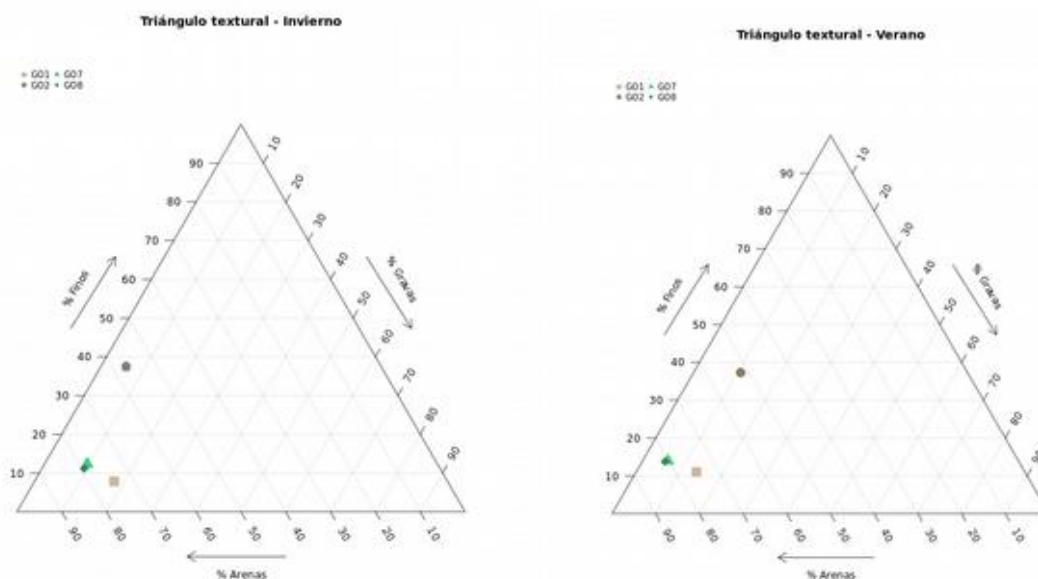


Figura 18: Triángulo textural de la composición de los sedimentos fuera de las concesiones durante el PVA 2016.

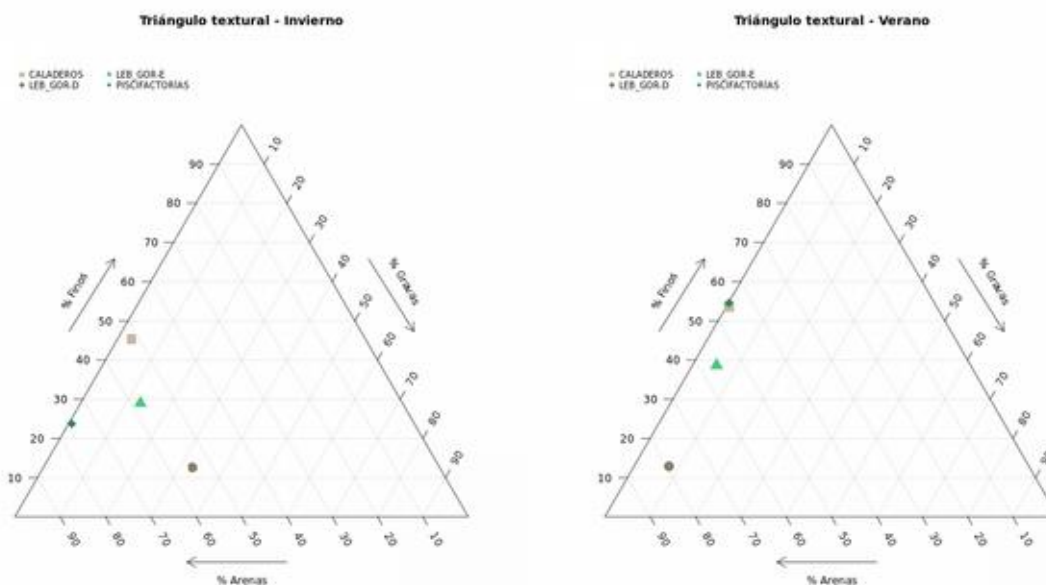


Figura 19: Triángulo de la composición de los sedimentos de los fondos de las concesiones durante las campañas de 2017.

La evolución de los contenidos en materiales finos durante los trece años de seguimiento se presenta en las Figuras 20 y 21. Las estaciones control ofrecen niveles más o menos estables durante los trece años de seguimiento ambiental con oscilaciones interanuales. Para las estaciones localizadas bajo las concesiones la evolución de los porcentajes de materiales finos muestran bruscas oscilaciones, siendo los fondos de la única estación que muestra actividad: Lebeche Spain (Parcela D) los únicos que presentan un descenso progresivo en sus niveles de limos arcillas, llegando a valores mínimos durante el verano de 2015. Durante el ciclo productivo de 2017 la media anual fue del 11,6%. Se trata de registros muy alejados del 60% de media detectado durante los primeros cinco años de seguimiento ambiental.

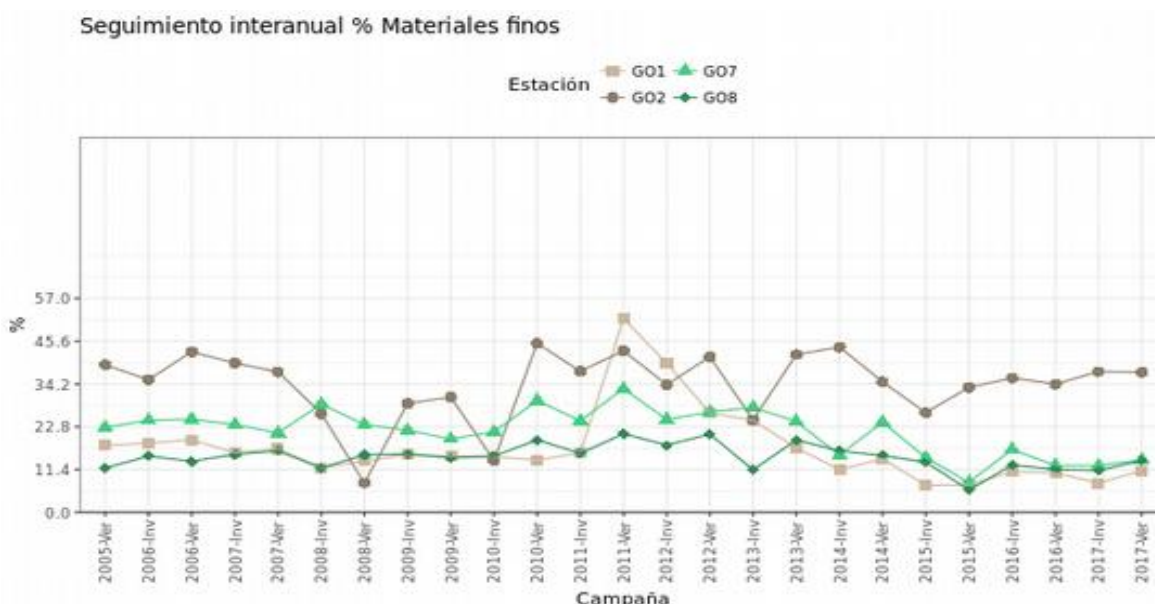


Figura 20: Representación gráfica de la evolución de la fracción de materiales finos (%) en los fondos fuera de ellas concesiones entre verano de 2005 y finales de 2017.

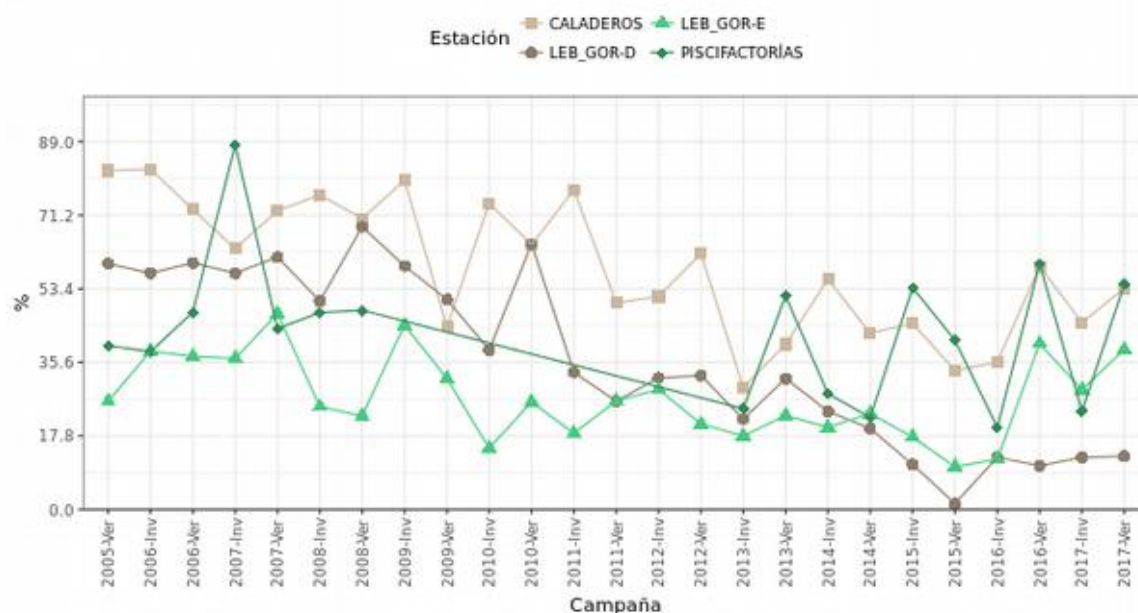


Figura 21: Representación gráfica de la evolución del contenido de materiales finos (%) en el sedimento de los fondos de las concesiones desde el comienzo del PVA en 2005 hasta 2017.

Se han evaluado la significación estadística de las variaciones en el contenido en limos y arcillas entre los dos últimos años de muestreo y el preoperacional en 2005. Los resultados muestran la existencia de diferencias significativas únicamente entre zonas influencia y zonas control (ANOVA doble vía $p < 0,05$), pero no en los otros dos factores: ni entre años ni en la interacción de factores “Año*I_C”). El *post-hoc* muestra que las diferencias son debidas a los menores registros de la zona control durante los últimos ciclos productivos.

5.3.2 Materia orgánica

La estabilidad detectada en la distribución granulométrica también se mantiene en los contenidos de materia orgánica oxidable del área en estudio (Figuras 22 y 23). En todos los casos se trata de registros normales para este tipo de fondos. Los mayores porcentajes de materia orgánica oxidable coinciden con la estación que presenta también mayor contenido en finos (limos, arcillas).

La (Figura 23) muestra la evolución de los porcentajes de materia orgánica en los fondos de las cuatro concesiones desde que comenzó el seguimiento ambiental en verano de 2005. Se trata de valores elevados para este tipo de fondos incluyendo la única concesión que no presenta actividad hace años (Lebeche Gorguel parcela E), la cual llega a alcanzar máximos del 2,04% durante el ciclo productivo actual. En el resto

de fondos los valores están sometidos a fuertes oscilaciones. En el caso de Caladeros y de Piscifactorías muestran a final del ciclo de 2017 niveles muy similares a los observados durante el preoperacional de 2005, mientras que en Lebeche Gorguel (D) el ascenso en sus porcentajes desde invierno de 2015 llega a un máximo del 2,43% en verano de 2016, para volver a caer durante este último ciclo productivo con una media anual del 2,11%.

Se ha analizado la influencia del vertido entre los dos últimos ciclos productivos y el preoperacional de 2005 en las cantidades de materia orgánica oxidable del sedimento en la zona de estudio. Los resultados no reflejan la existencia de diferencias significativas en ninguno de las tres fuentes de variación (ANOVA doble vía $p=0,3$, $p=0,4$, $p=0,9$). Por lo tanto no se han producido variaciones significativas como consecuencia de la actividad acuicola, 24.



Figura 22: Evolución de los porcentajes de materia orgánica oxidable en el sedimento fuera de las concesiones desde el comienzo del seguimiento ambiental en verano de 2005.

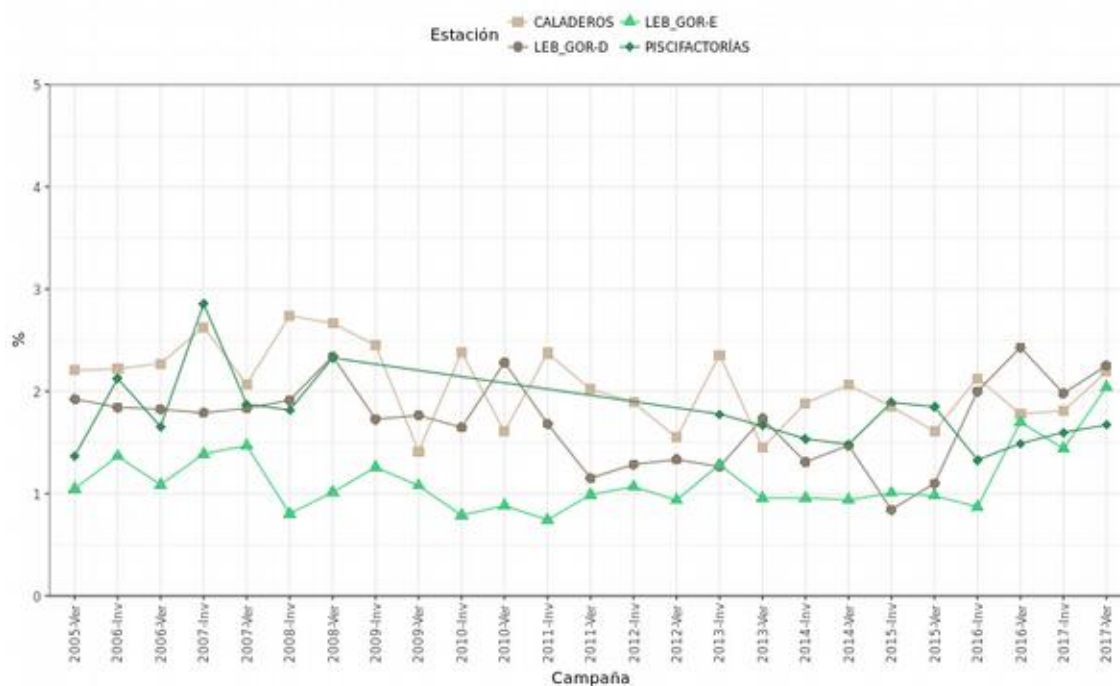


Figura 23: Representación gráfica de la evolución del contenido de materia orgánica (%) en el sedimento de los fondos de las concesiones desde el comienzo del PVA en 2005 hasta los muestreos de finales de 2017.

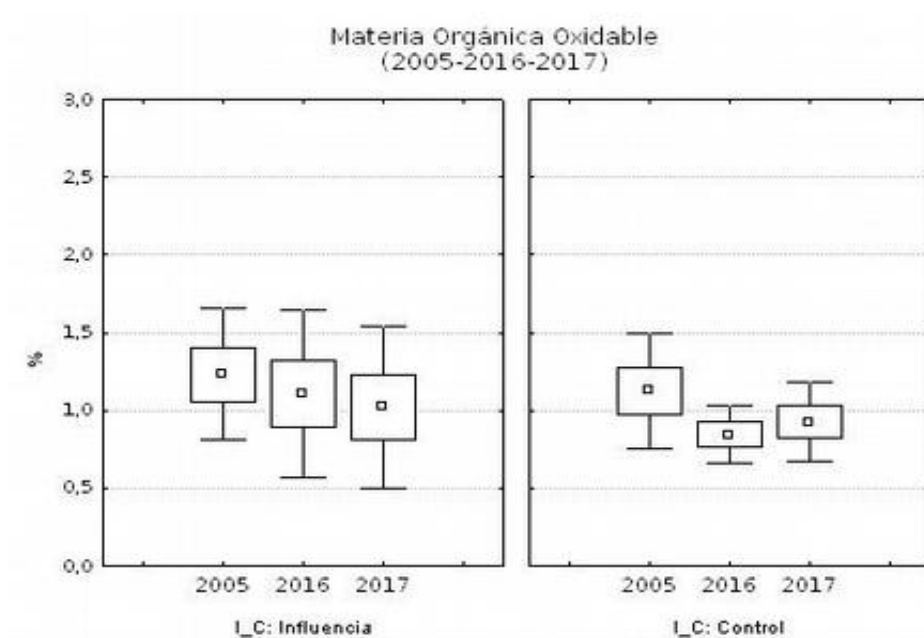


Figura 24: Representación gráfica del contenido materia orgánica (%) en los fondos de las zonas Influencia-Control, durante los años de seguimiento ambiental: 2005-2016-2017.

5.3.3 Potencial Redox

Toda la zona en estudio muestra registros negativos de potencial Redox que denotan el inadecuado intercambio de oxígeno entre la columna de agua y el sedimento, en consecuencia se trata de unos fondos en los que priman las condiciones reductoras.

La Tabla 5.1 (estaciones control e influencia) y la Tabla 5.2 (estaciones de impacto) muestran los valores medios de potencial redox (Eh) obtenidos durante las campañas de invierno y verano de 2017.

Tabla 5.1: Valores de potencial REDOX (mV) campañas 2017.

Estaciones	Invierno 17	Verano 17
GO 1	-33	-118
GO 2	-135	-179
GO 7	-98	-124
GO 8	-73	-115

Tabla 5.2: Niveles de potencial redox (mV) en el sedimento de puntos situados bajo concesiones.

Estaciones	REDOX (mV)	
	Invierno 17	Verano 17
Lebeche Gorguel (Parcela E)	-184	-189
Lebeche Gorguel (Parcela D)	-124	-222
Caladeros del Mediterráneo	-226	-199
Piscifactorías del Mediterráneo	-123	-201

Se detectan variaciones en los potenciales entre campañas, de manera que se obtienen mínimos durante la campaña de verano (época de máxima producción de las jaulas) con potenciales que oscilan entre -179 mV de GO2 y -115 mV para el control GO 8. Durante la inicial de invierno los registros más negativos los obtenemos de nuevo en la estación más fangosa (GO2) con -135 mV, frente a valores de -33 mV en GO 1.

En ningún caso los niveles de Eh superan los límites para las zona A (-200 mV), establecidos en “La propuesta metodológica para la realización de los planes de vigilancia ambiental de los cultivos marinos en jaulas flotantes (JACUMAR, 2012)”.

5.4 HIDROLOGIA

5.4.1 Estudio hidrológico

Se muestra a continuación la información obtenida tras el fondeo de un correntímetro perfilador (Nortek Doppler) en la parcela A del PCMG entre los días 27/06/2014 a 23/07/2014. Los resultados se presentan como sumario estadístico según capas de dos metros de espesor desde el sensor situado en la capa inferior llamado 2m y termina en la capa superficial llamado 38m. Dado que el equipo mide desde el fondo, no se debe confundir el nombre de la capa con la profundidad, por ejemplo, la capa de 38m corresponde con una profundidad de 3 m aproximadamente.

Resumen estadístico para cada capa de medida de la velocidad de la corriente [m/s]																			
Capas	38	36	34	32	30	28	26	24	22	20	18	16	14	12	10	8	6	4	2
Min	0,11	0,06	0,01	0,01	0,02	0,01	0,02	0,02	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
Max	0,80	0,44	0,18	0,19	0,19	0,21	0,24	0,21	0,15	0,15	0,13	0,13	0,11	0,10	0,09	0,08	0,06	0,05	0,06
Med	0,44	0,21	0,07	0,07	0,08	0,08	0,08	0,07	0,06	0,06	0,05	0,05	0,04	0,04	0,04	0,03	0,03	0,03	0,03
SD	0,19	0,11	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,04	0,04	0,04	0,03	0,03	0,03	0,02	0,02	0,01	0,01	0,01

Resumen estadístico para cada capa de medida de la dirección de la corriente [grados]																			
Capas	38	36	34	32	30	28	26	24	22	20	18	16	14	12	10	8	6	4	2
Min	1,3	7,9	31,5	37,8	47,8	48,4	41,3	40,2	34,0	5,1	2,2	1,4	12,8	0,2	10,6	9,1	10,9	5,4	208,3
Max	337,9	351,3	266,6	323,4	273,1	330,0	287,6	319,3	357,6	348,3	325,0	326,4	342,7	343,0	323,5	329,3	336,6	344,4	266,9
Med	152,9	151,0	135,1	156,0	158,5	170,2	173,4	168,7	172,8	152,4	177,6	188,8	190,8	175,7	208,6	202,2	219,1	200,6	228,3
SD	116,2	112,3	92,1	97,5	96,2	99,3	98,8	103,4	107,5	112,6	108,9	104,4	107,7	114,4	109,0	99,8	92,1	87,4	15,0

De forma más detallada se presentan los datos en forma de rosa de corrientes para las profundidades más significativas de cara al cultivo:

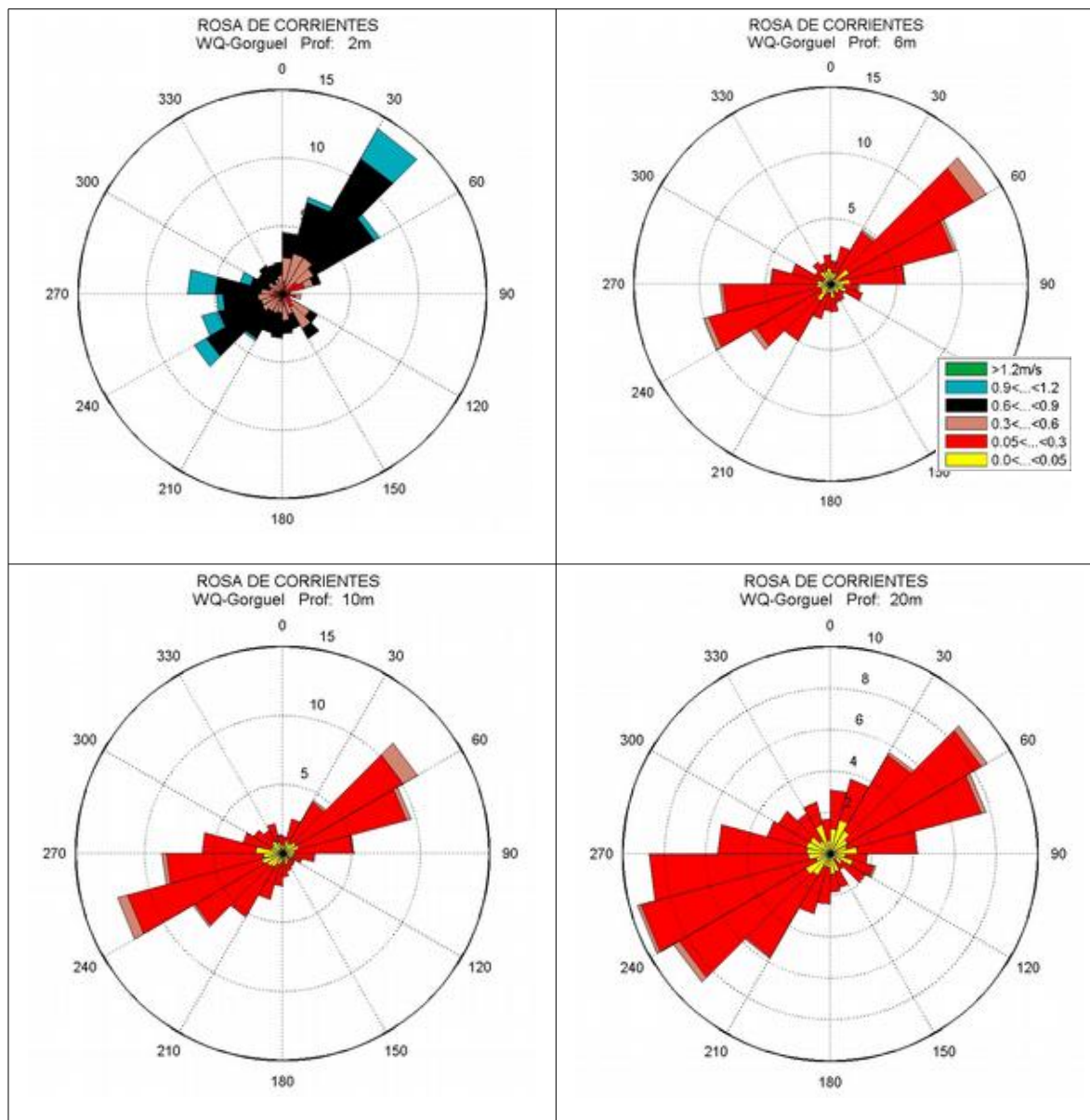


Figura 25: Rosas de dirección e intensidad de la corriente, a distintas profundidades.

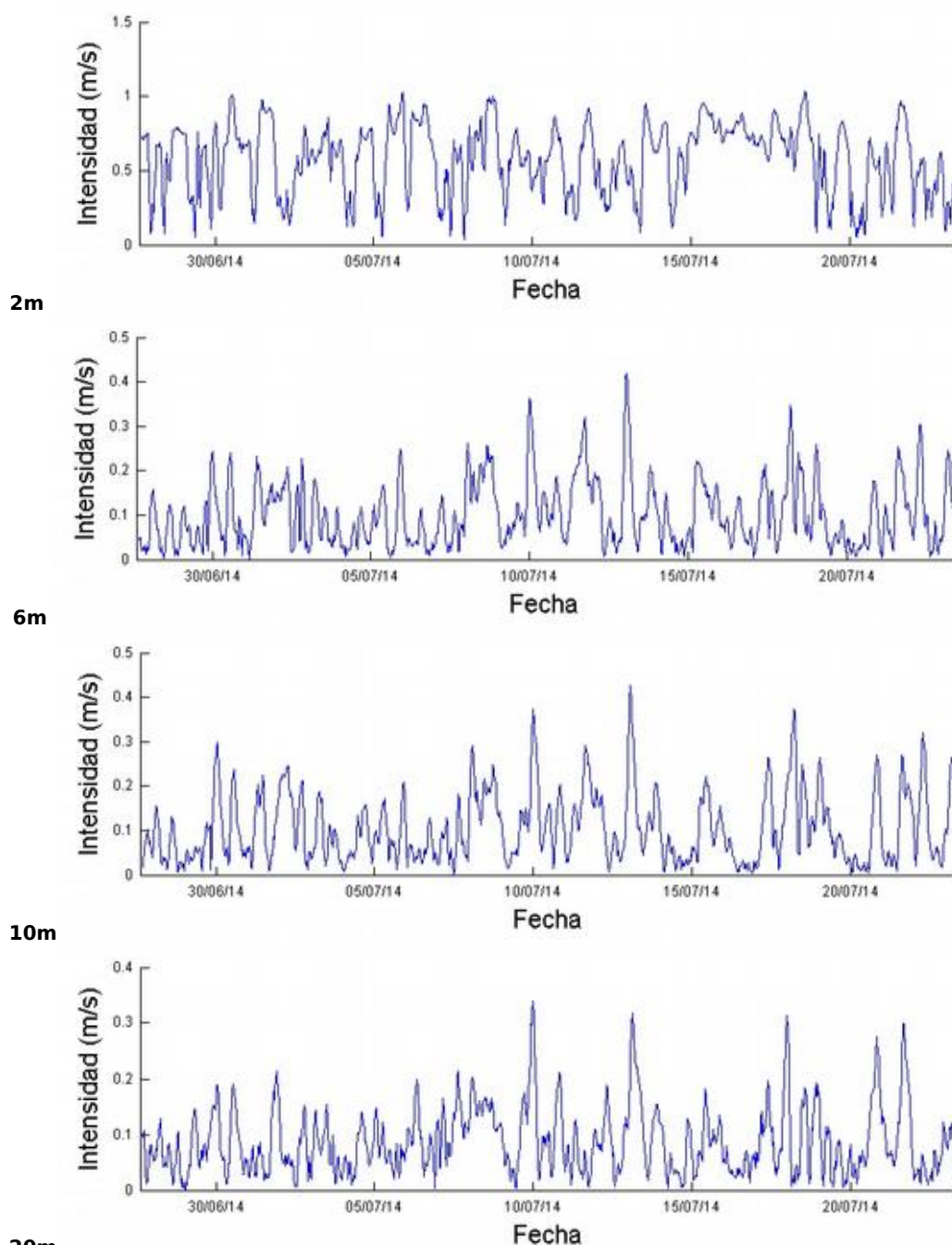


Figura 26: Tabla de frecuencias de velocidad de la corriente, histograma (rosa de corrientes) y serie temporal en diferentes capas de profundidad.

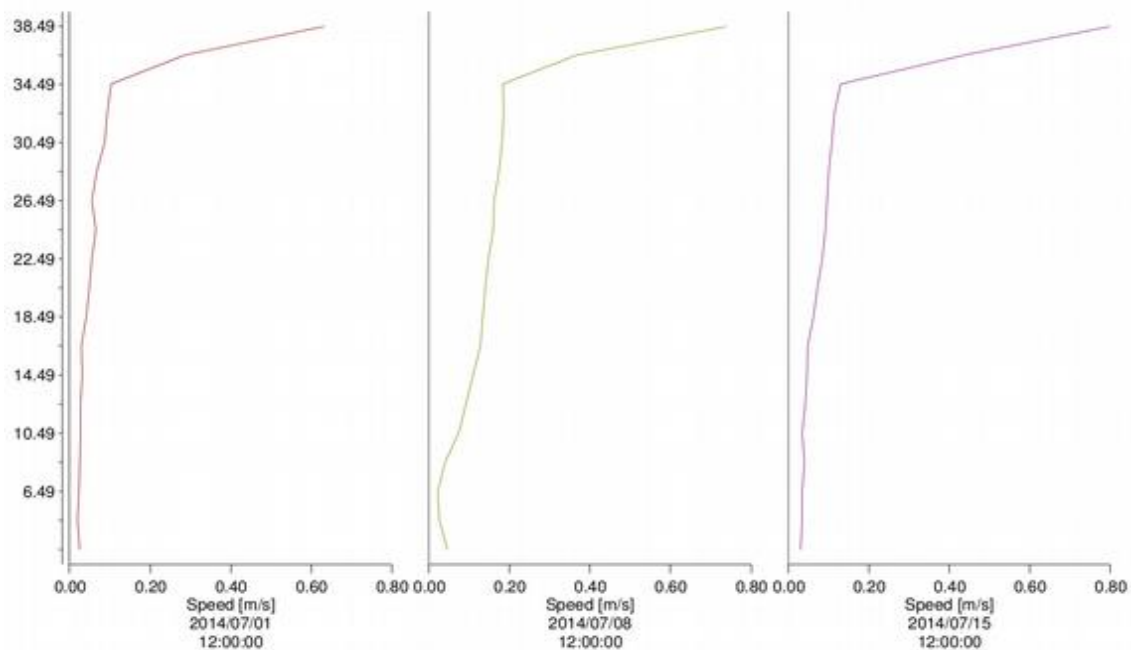


Figura 27: Perfiles verticales de la velocidad de la corriente (m/s) el 01/07/14 (rojo), 08/07/14 (verde), y 15/07/14 (violeta). Los perfiles verticales representados corresponden a los días de máxima velocidad de flujo superficial.

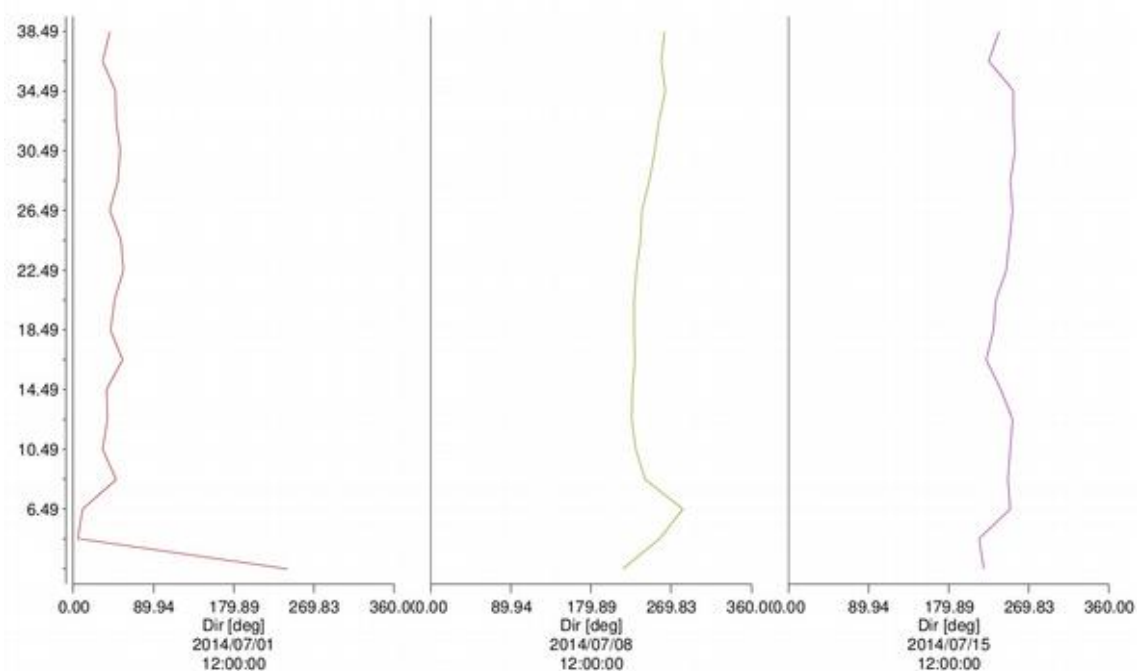


Figure 28: Perfiles verticales de dirección de la corriente (grados) el 01/07/14 (rojo), 08/07/14 (verde), y 15/07/14 (violeta). Los perfiles verticales representados corresponden a los días de máxima velocidad de flujo superficial.

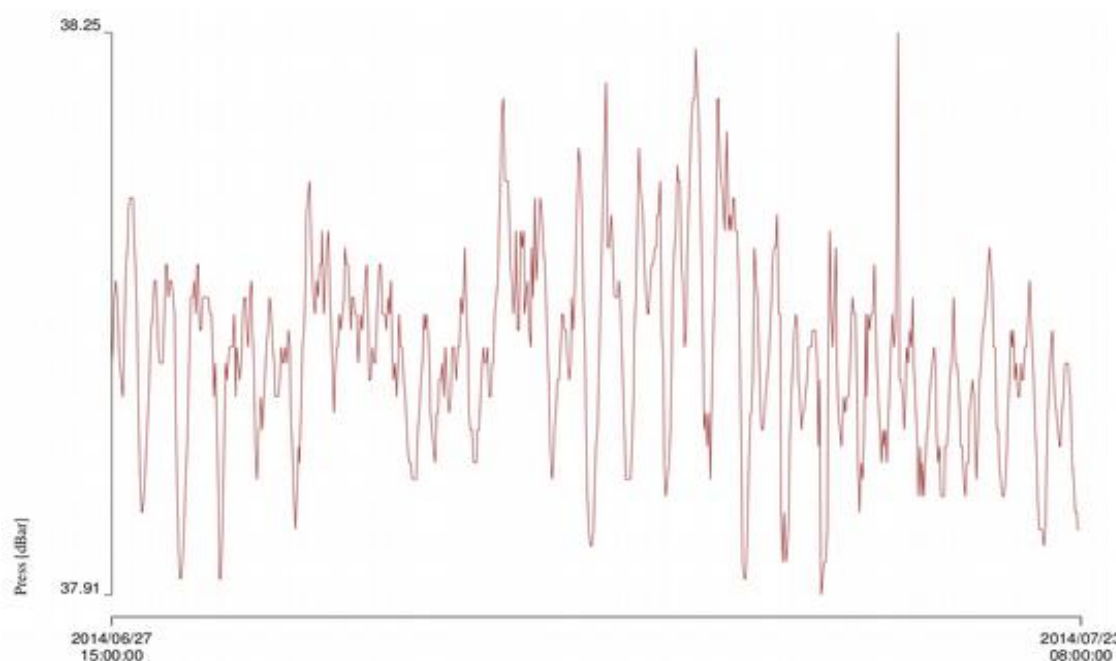


Figure 29: Serie temporal de Presión en el fondo [dBar]. Oleaje de marea. La amplitud máxima es 25 cm.

5.5 CALIDAD DE AGUA

Se poseen datos de un ciclo anual de mediciones dentro de la parcela A del polígono acuícola del Gorguel para el año 2015 y relativos a la Temperatura [C], la conductancia específica [mS / cm a 25 ° C], salinidad [PSU], pH, redox [mV], oxígeno disuelto [% Sat, mg / ml] y Turbidez [NTU]).

	Temp	SpCond	Sal	pH	REDOX	ODO	Turb
	C	mS/cm [25C]	PSU	Ud. pH	mV	mg/L	NTU
Mínimo	17,56	51,78	34,07	8,04	108,80	6,64	-
Máximo	26,44	57,13	38,08	8,28	233,00	8,26	-
Media	23,64	56,42	37,52	8,20	156,32	7,19	-
SD	2,14	0,51	0,40	0,03	18,30	0,43	-

También se presentan los datos reciente sobre la calidad física y química de la zona del PCMG y de la propia Cala del Gorguel, para la el invierno y verano de 2017:

Tabla 5.3: Evolución durante 2017 de los parámetros físico-químicos en la Cala del Gorguel y en el propio PCMG

Nombre	fecha	Clorofila_a mg/m3	Oxígeno mg/l	pH ud.pH	Salinidad PSU	Sat. Oxig. %	Sol. Susp. mg/l	Temp. °C	Transp. m	Turbidez NTU
Gorguel	2017-03-21	0,64	8,0	8,2	37,39	100,4	<5	15,2	12,2	3,7
Gorguel	2017-06-15	0,20	7,0	8,2	36,98	101,7	<5	23,2	18,5	<1
PCMG	2017-03-21	0,80	8,0	8,1	37,41	100,5	<5	15,2		1,8
PCMG	2017-06-15	0,18	6,9	8,2	36,99	99,20	<5	23,3		1,3
PCMG	2017-07-06			8,2				23,8		
Gorguel	2017-02-27			8,1				15,4		
Gorguel	2017-04-25			8,0				18,2		
Gorguel	2017-05-30			8,1				20,5		
Gorguel	2017-07-06			8,2				23,8		
PCMG	2017-02-27			8,1				15,9		
PCMG	2017-04-25			8,0				18,3		
PCMG	2017-05-30			8,1				20,6		

Tabla 5.4: Evolución durante 2017 de los principales nutrientes en la Cala del Gorguel y en el propio PCMG

Nombre	fecha	Amonio mg/l	Fosfatos mg/l	Fósforo total mg/l	Nitratos mg/l	Nitritos mg/l	Nitrógeno Kjeldahl mgN/l	Nitrogeno total mg/l	Silicato mg/l
Gorguel	2017-03-21	<0,5	<0,01	<0,4	1,91	<0,005	<2,5	<2,51	0,35
Gorguel	2017-06-15	<0,5	<0,01		2,14	<0,005	<2,5	<2,51	0,37
PCMG	2017-03-21	<0,5	<0,01	<0,4	1,93	<0,005	<2,5	<2,51	1,22
PCMG	2017-06-15	<0,5	<0,01		2,14	<0,005	<2,5	<2,51	0,04

En este caso todos los parámetros son indicadores de una buena calidad.

5.6 COMUNIDADES BIOLÓGICAS

5.6.1 Descripción general de las comunidades encontradas en el área de estudio

La zona comprendida entre el cabo del Agua y la Punta de Portman se caracteriza por la presencia de comunidades de sustrato duro que recubren las paredes verticales de los acantilados, hasta profundidades que oscilan entre los 3 y 5 m, y los grandes bloques desprendidos de estos acantilados, que aparecen a continuación de las paredes verticales hasta profundidades de entre 11 y 15 m. A continuación aparecen fondos blandos, que pueden estar recubiertos o no de fanerógamas.

Respecto a las comunidades de los fondos blandos que encontramos cabe distinguir entre dos sectores costeros: el comprendido entre el Cabo del Agua y Punta Estrecha, y el contenido entre el anterior y Punta de Portman. En la primera de estas zonas encontramos inicialmente fondos blandos con pradera de *Posidonia oceanica* dispersa y predominio de mata muerta, y finalmente fondos de detrítico costero, debido a que el gradiente batimétrico es muy abrupto la banda con algún resto de recubrimiento vegetal (praderas de fanerógamas) es muy estrecha. En el segundo tramo, que comprende la zona justo frente a la cala del Gorguel, aparece un predominio de comunidades de fondos blandos muy contaminados.

Las comunidades bentónicas encontradas en el sector costero del área de estudio son las siguientes:

Zona Supralitoral:

- Biocenosis de la roca supralitoral

Zona Mediolitoral:

- Biocenosis de la roca mediolitoral superior
- Biocenosis de la roca mediolitoral inferior

Zona Infralitoral:

- Biocenosis fotófila de la roca infralitoral superior en régimen batido
- Biocenosis de algas fotófilas infralitorales en régimen calmo
- Biocenosis de Rodofíceas calcáreas incrustantes y erizos
- Biocenosis de algas esciáfilas infralitorales en régimen calmo o de precoralígeno
- Biocenosis de grutas semioscuras y extraplomos
- Biocenosis de pradera de *Posidonia oceanica*
- Biocenosis de mata muerta de *Posidonia oceanica*
- Biocenosis de fondos blandos muy contaminados o portuarios

Zona Circalitoral:

- Biocenosis de fondos detrítico costeros
- Biocenosis de fondos detrítico enfangado
- Biocenosis de coralígeno

BIOCENOSIS DE LA ROCA SUPRALITORAL

Esta comunidad se localiza en la conocida "zona de salpicaduras", donde los organismos se encuentran expuestos a la emersión. La influencia de las salpicaduras y el rocío del oleaje mantiene cierto grado de humectación. Se caracteriza por la presencia de cianofíceas epi y endolíticas (*Solentia*) que colorean la roca, y del líquen *Verrucaria symbalana*. Estas cianofíceas sirven de alimento a gasterópodos del género *Melaraphe* (*M. neritoides* y *M. punctata*) presentes en la biocenosis. El cirrípedo *Chthamalus stellatus*, el isópodo *Ligia italica* y el decápodo *Pachygrapsus marmoratus* también son típicos de este ambiente.

Las condiciones de vida son muy duras por las variaciones en la salinidad por los períodos de desecación (debido a la evaporación) y humedad (la influencia del oleaje y la lluvia).



Fotografía 5.1: Biocenosis de roca supralitoral localizada en La Peña de La Manceba, situada en el extremo oeste de la Cala del Gorguel.

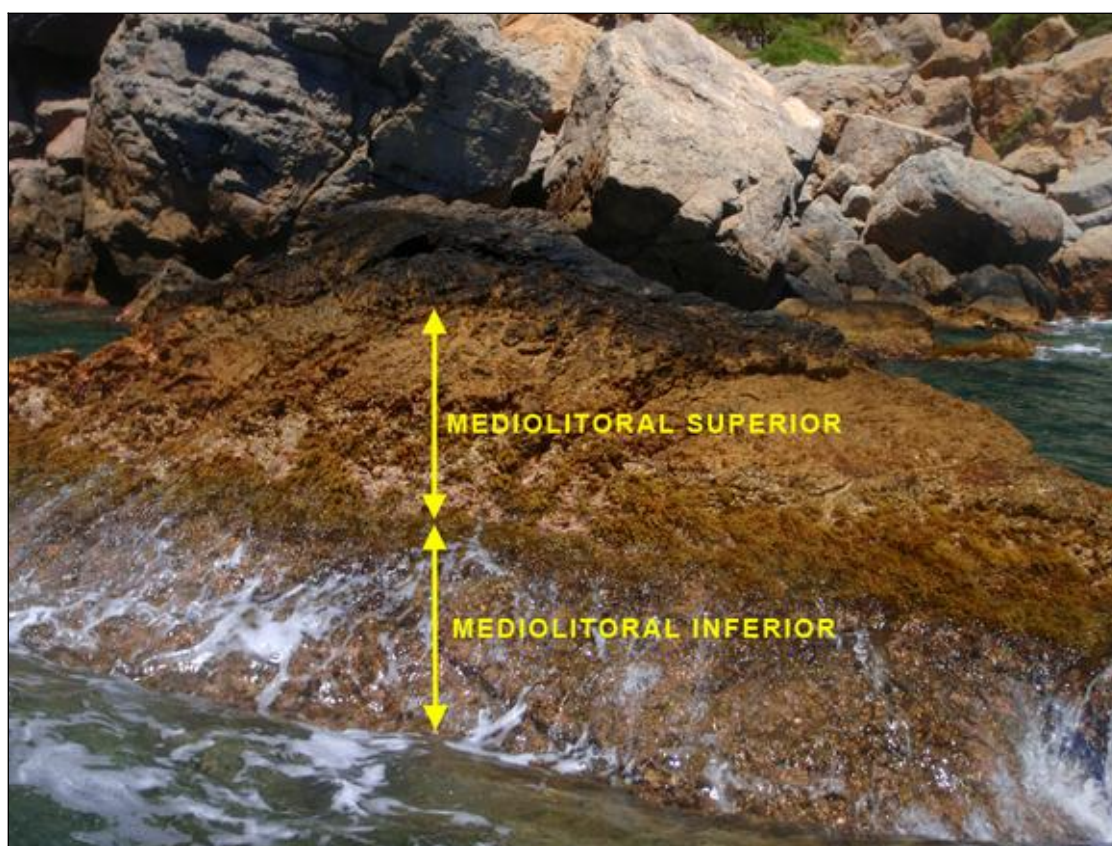
BIOCENOSIS DE LA ROCA MEDIOLITORAL SUPERIOR

Se caracteriza por la presencia de cianofíceas endolíticas y filamentosas (*Rivularia sp*), rodófitos (*Ralfsia rufolanosa*) y feófitos (*Polysiphonia spp*) incrustantes y macrófitos laminares y filamentosos que estacionalmente (primavera e invierno) cambian la fisionomía de este horizonte (*Nemalion helmintoides*). Especies como *Bangia*

atropurpurea, *Porphyra leucosticta* y *Nemoderma tingitanum*, pueden aparecer en zonas con aportes de materia orgánica de origen natural o antrópico. Entre la fauna, son típicos el cirrípedo *Chtamalus stellatus* y diversas especies de gasterópodos herbívoros (*Patella spp*, *Monodonta turbinata* y *Melaraphe neritoides*).

BIOCENOSIS DE LA ROCA MEDIOLITORAL INFERIOR

El horizonte inferior de la comunidad mediolitoral está sometido a una constante emersión-inmersión. El aumento del grado de inmersión permite el desarrollo de una comunidad algal mucho más diversa que forma un denso tapiz vegetal, en el que un importante conjunto de especies animales encuentran protección y alimento. Se observan especies algales de porte filamentoso y cespitoso como *Ceramium spp* y *Laurencia obtusa*, así como un estrato basal de rodofíceas incrustantes (*Neogoniolithon* y *Callithamnion*). La fauna se encuentra representada fundamentalmente por la anémona *Actinia equina* (tomate de mar) y diversas especies de gasterópodos herbívoros (*Patella spp*, *Fissurella*, *Monodonta spp*, *Chiton olivaceus*, etc.). También encontramos crustáceos como *Palaemon elegans* y *Pachygrapsus marmoratus* y peces como *Coryphoblennius galerita*.



Fotografía 5.2: Biocenosis de roca mediolitoral localizada en la cara Este de La Cola del Caballo. Entre la cala del Gorguel y Punta de Portman.

BIOCENOSIS FOTÓFILA DE LA ROCA INFRALITORAL SUPERIOR EN RÉGIMEN BATIDO

Se localiza en los primeros centímetros por debajo del nivel del mar en zonas rocosas bien iluminadas, expuestas a fuerte hidrodinamismo y bañadas por aguas limpias y bien oxigenadas.

Se caracteriza por la presencia de una comunidad algal altamente estructurada debido al desarrollo de un estrato vegetal prominente (hasta 20 cm de altura) formado por el feófito *Cystoseira stricta*. Este estrato algal es altamente sensible a la eutrofización de las aguas y desaparece totalmente bajo condiciones perturbadas por la actividad humana. Como especies acompañantes aparecen *Laurencia papillosa*, *Corallina elongata* o *Padina pavonica* entre muchas otras. Es una comunidad algal especialmente rica en especies, sobre todo si tenemos en cuenta las numerosas especies epífitas que aparecen como *Ceramium sp.* y *Jania rubens*. Respecto a la fauna presente en esta comunidad cabe destacar esponjas como *Sycon raphanus*, moluscos como *Dendropoma petreum*, *Thais haemastoma*, *Bittium reticulatum* y crustáceos como *Balanus perforatus* y *Pachigrapsus marmoratus*.



Fotografía 5.3: Biocenosis fotófila de la roca infralitoral superior en régimen batido localizada en la cara Este de La Cola del Caballo.

BIOCENOSIS DE ALGAS ESCIÁFILAS SUPERIOR EN MODO BATIDO

Son biocenosis expuestas al embate directo del oleaje y protegidas de la iluminación directa. Recubre, por tanto, la cara inferior de las cornisas, algunas paredes verticales y el interior de las grietas. Destacan la presencia de algas como *Valonia utricularis*, *Botrycladia botryoides*, *Gelidium sp* y *Cladophora pellucida*. Respecto a la fauna se encuentra especies como esponja *Clathrina coriacea*, los moluscos *Modiolus barbatus*, *Striarca lactea*, *Lithophaga lithophaga* y *Bittium reticulatum*.

BIOCENOSIS DE ALGAS FOTÓFILAS INFRALITORALES EN RÉGIMEN CALMO

Se localiza en fondos rocosos infralitorales de zonas más resguardadas del hidrodinamismo o a cierta profundidad. Alcanza una profundidad variable en función de la transparencia de las aguas costeras. La reducción de la influencia del oleaje superficial y el estado permanente de inmersión permiten el desarrollo de una compleja comunidad algal y animal.

Entre el poblamiento algal son típicas los feófitos *Halopteris scoparia*, *Padina pavonica*, *Cladostephus hirsutus*, *Cystoseira compressa* y *Colponemia sinuosa*, junto con algunas especies de clorófitos y rodófitos (*Acetabularia acetabulum*, *Anphiroa rigida*, *Jania rubens*, *Dictyopteris membranacea*, *Dasycladus* y *Dictyota dichotoma*).

Acompañando a la flora se encuentra una rica comunidad de fauna bentónica, en la que aparecen representados todos los grupos taxonómicos. Está caracterizada por esponjas (*Ircinia*), cnidarios (*Aglaophenia spp*, *Anemonia sulcata*, *Cladocora caespitosa*, *Aiptasia mutabilis*), poliquetos (*Spirographis*), Moluscos (*Lithophaga*, *Aplisia*, *Elisya*, *Jujubinus*, *Ocinebrina*), crustáceos (*Carcinus*, *Maja*, *Palaemon elegans*) briozoos (*Celleporina*, *Pentapora*), equinodermos (*Arbacia lixula*, *Paracentrotus lividus*, *Echinaster sp*, *Coscinasteria*), ascidias y peces (en este tipo de fondos es de destacar la presencia de una variada comunidad de peces demersales característica, donde se encuentran presentes unas 45 especies).



Fotografía 5.4: Biocenosis de fotófilo infralitoral en régimen calmo que encontramos a 6 m de profundidad y localizada al Oeste de La Peña de La Manceba.

BIOCENOSIS DE RODOFÍCEAS CALCÁREAS INCRUSTANTES Y ERIZOS

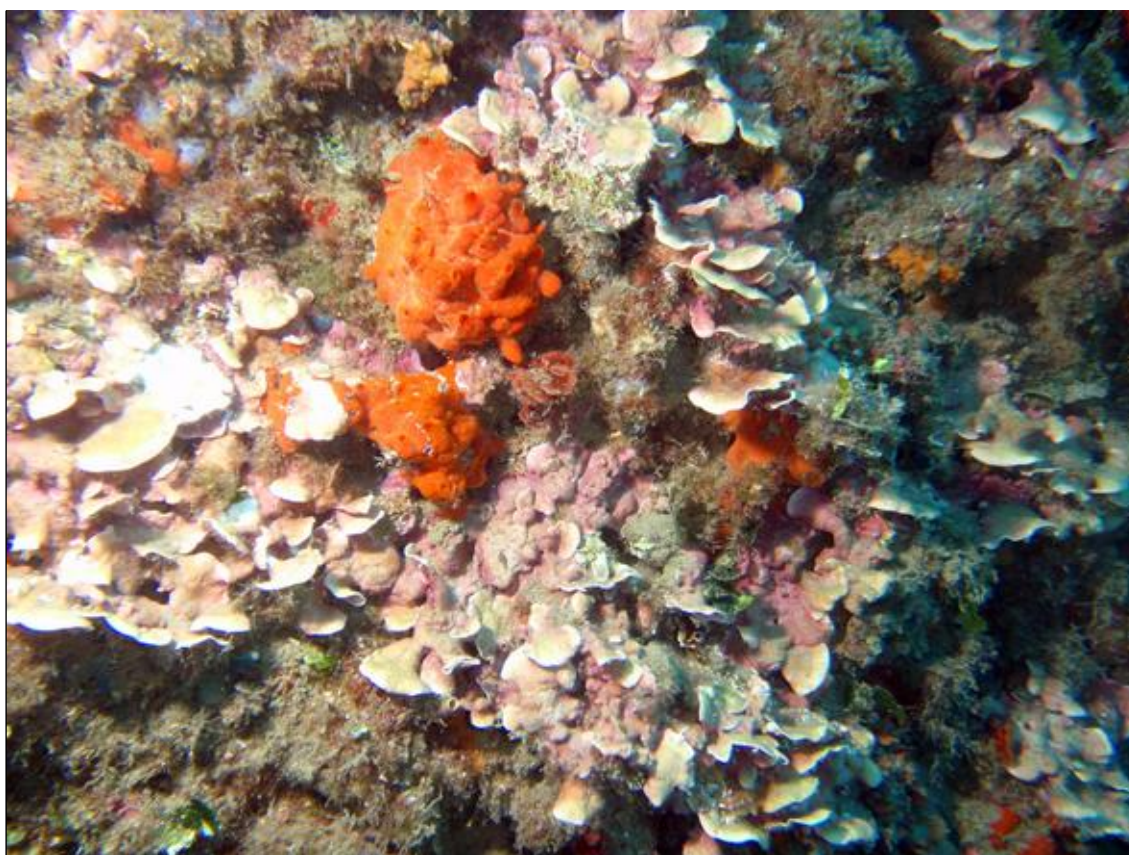
Biocenosis fotófila que aparece en superficies rocosas y acantiladas, pudiendo formar una banda más o menos ancha entre la biocenosis fotófila de la roca infralitoral superior en régimen batido (RIFSB) y la de algas fotófilas en régimen calmo (AFIC), o presentarse formando manchas irregularmente dispuestas en la biocenosis de algas fotófilas en régimen calmo (AFIC). Suele ser el resultado de una excesiva actividad de animales fitófagos o de un excesivo hidrodinamismo.

Algunas de las especies encontradas en esta biocenosis son las algas incrustantes *Lithophyllum incrustans*, *Neogoniolithon brassica-florida* (= *Spongites notarisi*), las esponjas *Cliona viridis*, *Phorbast fictitius*, los cnidarios *Balanophyllia europaea*, *Oculina patagónica* y el crustáceo *Balanus sp.*

Supone el resultado de un empobrecimiento drástico de la biocenosis de algas fotófilas en régimen calmo, normalmente asociado a una expansión del erizo *Paracentrotus lividus* por la sobrepesca de sus depredadores. Su única "importancia ecológica" podría ser como indicador para advertir que con los usos actuales del litoral se están ya produciendo desequilibrios, y que su aspecto empobrecido es un anticipo del aspecto futuro del fondo sumergido si no se es capaz de detener su expansión, al no corregir los desequilibrios que la propician.

BIOCENOSIS DE PRECORALÍGENO O DE ALGAS ESCIÁFILAS INFRALITORALES EN RÉGIMEN CALMO

Esta comunidad aparece en los fondos rocosos someros resguardados de la exposición directa de la luz (grietas, extraplomos, etc.) y del hidrodinamismo. Se caracteriza por una reducción del recubrimiento algal y un predominio de especies animales. Entre la fauna destaca la presencia de una gran variedad de esponjas (*Clathrina* spp., *Hymeniacidon* spp., *Oscarella* spp., *Chondrosia reniformis*, *Ircinia dendroides*, etc.), cnidarios (*Aglaophenia* spp., *Eudendrium* spp., *Eunicella* spp., etc.), poliquetos, moluscos, crustáceos, briozoos, equinodermos, ascidias y peces. La flora está representada fundamentalmente por *Halopteris filicina*, *Halimeda tuna*, *Udotea petiolata*, *Mesophyllum lichenoides*, *Briopsis* spp., *Cladophora* spp. y *Galaxaura* spp.



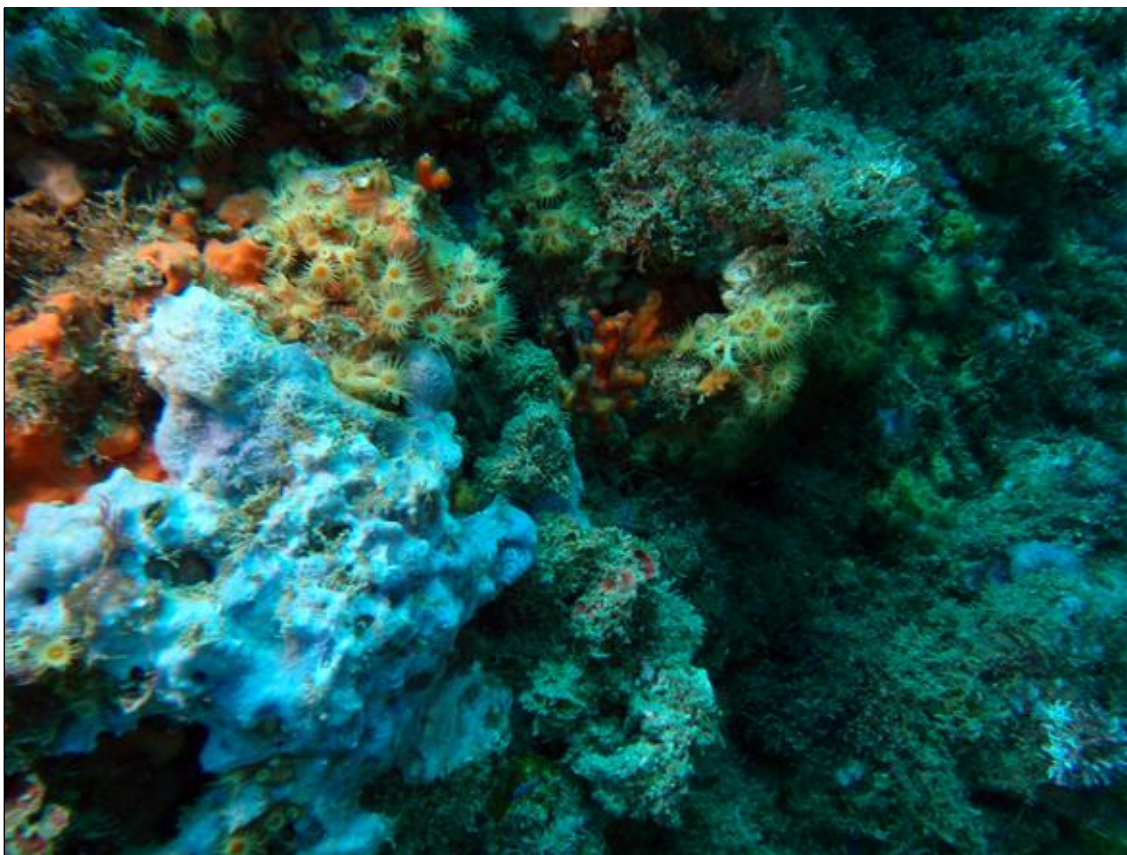
Fotografía 5.5: Biocenosis de Precoralígeno o de algas esciáfilas infralitorales en régimen calmo localizada en los fondos que se encuentran al Oeste de La Peña de La Manceba.

BIOCENOSIS DE GRUTAS SEMIOSCURAS Y EXTRAPLOMOS

Esta biocenosis se presenta en extraplomos, grietas y entradas de cuevas y túneles, donde la luz queda suficientemente amortiguada para que el componente algal sea muy reducido o nulo. Muchas de sus especies forman parte del estrato intermedio de la comunidad coralígena considerándosela una biocenosis de transición entre dicha

comunidad y la de grutas oscuras o la de aguas más profundas, ambas con un poblamiento exclusivamente animal. Es una biocenosis que puede aparecer tanto en la zona infralitoral como en la circalitoral pues se muestra en cualquier profundidad donde la roca forme una oquedad con un grado suficiente de penumbra.

Algunas de las especies que podemos encontrar en esta biocenosis son las **algas** *Palmophyllum crassum*, *Lithophyllum stictaeforme* (= *Lithophyllum expansum*), *Peyssonnelia rubra*, *Peyssonnelia rosa-marina*, *Peyssonnelia squamaría*, las **esponjas** *Clathrina clathrus*, *Oscarella lobularis*, *Diplastrella bistellata*, *Spirastrella cunctatrix*, *Chondrosia reniformis*, *Axínela damicornis*, *Acanthella acuta*, entre otras, los **cnidarios** *Sertularella ellisi*, *Epizoanthus arenaceus*, *Parazoanthus axinellae*, *Leptosammia pruvoti*, *Madracis pharensis*, entre otros, los **poliquetos** *Filograna implexa*, *Serpula vermicularis*, entre otros, los **moluscos** *Alvania montagui*, *Berthella aurantiaca*, *Berthella ocellata*, *Hypselodoris elegans*, *Peltodoris atromaculata*, *Barbatia barbata*, *Striarca láctea*, *Lithophaga lithophaga*, *Lima lima*, los **crustáceos** *Palinurus elephas*, *Scyllarides latus*, *Scyllarus arctus*, *Dromia personata*, los **briozoos** *Cellaria salicornioides*, *Bugula calathus*, *Adeonella calveti*, *Smittina cervicornis*, *Schizomavella auriculata*, *Savigniella lafontii*, *Sertella septentrionalis*, *Margaretta cereoides*, los **equinodermos** *Centrostephanus longispinus*, *Holothuria sanctorr*, las **ascidias** *Clavelina nana*, *Ascidia méntula*, *Halocynthia papulosa*, los **peces** *Muraena helena*, *Conger conger*, *Phycis phycis*, *Anthias anthias*, *Epinephelus marginatus*, *Sciaena umbra*, *Apogon imberbis*, *Scorpaena scrofa*.



Fotografía 5.6: Biocenosis de grutas semioscuras y extraplomos localizada en los fondos que se encuentran al Oeste de La Peña de La Manceba.

BIOCENOSIS DE PRADERA DE POSIDONIA OCEANICA

Las comunidades de fanerógamas marinas son características de los fondos infralitorales de mares templados y tropicales, donde han colonizado grandes extensiones de fondos arenosos conocidas con el nombre de praderas submarinas. Estas praderas se caracterizan por su elevada producción primaria (40 % de la producción primaria costera) y por su papel en la estructuración del espacio debido a las elevadas biomásas que desarrollan, permitiendo la instalación de una de las comunidades bentónicas más ricas y diversas del Mediterráneo. En el Mediterráneo existen 5 especies en total, siendo *Cymodocea nodosa* y *Posidonia oceanica* las especies cuyas praderas son más extensas y su biomasa representa una importante proporción de la producción primaria bentónica del litoral Mediterráneo.

Recientemente se ha localizado una pequeña pradera frente al Cabo del Agua (ver Figura 30) que no figura en la cartografía bionómica de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia. Esta pradera parece corresponder a los últimos restos de lo que antaño debió ser una pradera mucho más extensa que se extendería frente las Bahías del Gorguel y Portman y que fue barrida por los vertidos mineros. Se dispone de la cartografía de esta pradera aportada por la anterior solicitud de ampliación de

Caladeros del Mediterráneo, S.L. y su distribución ha sido incorporada a los mapas bionómicos del presente estudio (ver ANEXO II).

Se encuentra encajada sobre un escalón a pie del cantil cuya discontinuidad ha favorecido la deposición de un detrítico de arenas bien calibradas y frecuentes formaciones de ripples. Ocupa la franja batimétrica entre los 15-20 m y se distribuye como manchas de dispar tamaño en una banda de unos 50 m de anchura. Discurre paralela a costa siendo la zona más alejada de las instalaciones la que presenta un mayor estado de desarrollo (Figura 30). Las primeras manchas se localizarían a tan sólo 600 m de las concesiones de Lebeche, a 1,2 km de Caladeros del Mediterráneo, S.L. y 1,1 km de Piscifactorías del Mediterráneo, S.L. Dada su mayor cercanía a las instalaciones, se va a evaluar sobre esta pradera, y no sobre la de Atamaría, el posible impacto del proyecto de ampliación.

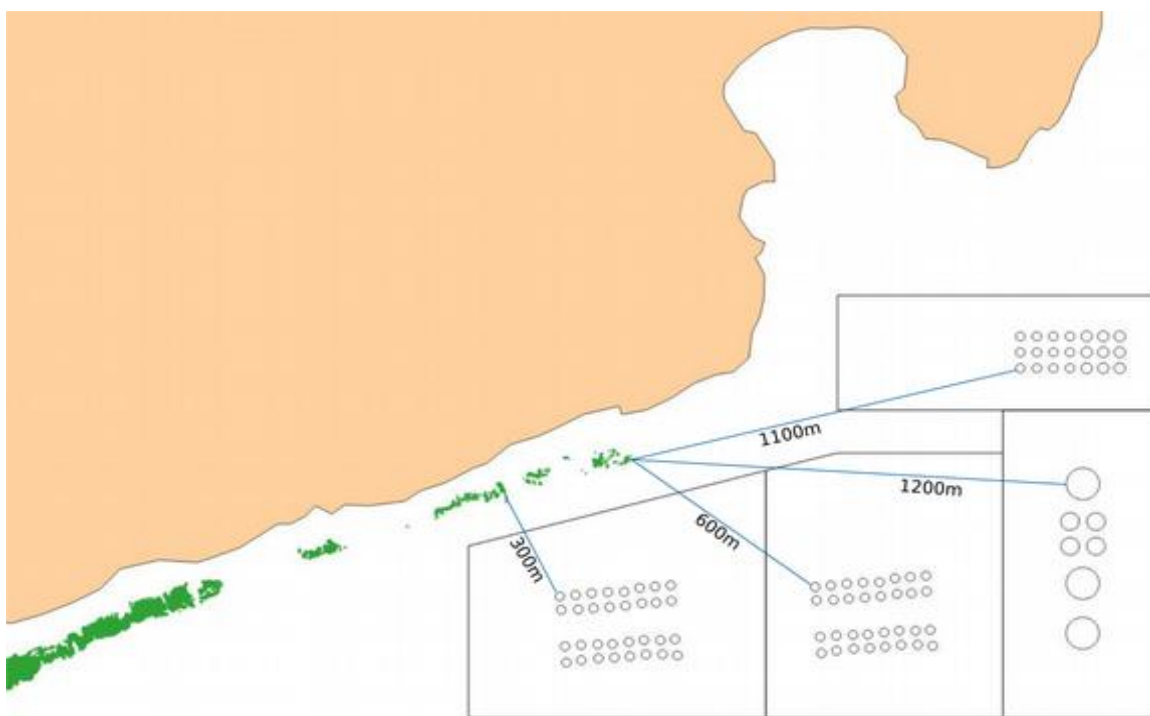


Figura 30. Pradera de *P. oceanica* detectada recientemente mediante técnicas de ecocartografía bionómica y distancias a las jaulas.

Esta pradera de *P. oceanica* corresponde al Hábitat prioritario 1120* Pradera de Posidonia (*Posidonium oceanicae*). Dada su reciente detección, se carece de una valoración del estado de conservación de la misma.

Esta tipología de hábitat no se encuentra indicada especialmente en la caracterización de la ZEC ES6200048 - *Valles Submarinos del Escarpe de Mazarrón*. No obstante, dado que se trata de un hábitat natural de interés comunitario incluido en el Anexo I de la Ley 42/2007 y su proximidad a las instalaciones objeto del proyecto, se integra su evaluación, como susceptible de recibir impacto.

La biocenosis de la pradera de *Posidonia oceanica* es una de las más diversas y complejas del Mediterráneo. Descripciones más o menos completas de las especies que la componen pueden ser encontradas en algunos trabajos realizados a escala regional (Templado, 1984; Calvín et al., 1989) y en el ámbito internacional, en otras localidades mediterráneas, bien de carácter general o bien referidos a compartimentos concretos como la comunidad de epífitos del estrato foliar (Soto, 1992), fauna vágil (Ledoyer, 1969) y los poblamientos de peces (Harmelin, 1984).

Básicamente, la biocenosis de la pradera de *Posidonia oceanica* se divide en tres categorías o compartimentos diferentes en función a la estructura o estratificación vertical típica de una pradera:

- a) Biocenosis del **estrato foliar**: está caracterizada por una comunidad de epífitos entre los que destacan *Castagnea cylindrica*, *Giraudia sphacelarioides*, *Pneophyllum lejolissi* y *Myrionema* spp. entre las algas y hidrozoos (*Sertularia* spp, *Campanularia* spp y *Plumularia* spp) y briozoos (*Electra posidoniae*, *Chorizopora* spp y *Haplopoma* spp), entre las especies animales.
- b) Biocenosis del **estrato de rizomas**: debido a la reducción de la luz por el estrato foliar de la pradera, en el estrato basal de rizomas aparecen comunidades típicas de ambientes esciáfilos y semiesciáfilos y, cuando la pradera se encuentra muy desarrollada, son similares a la comunidad coralígena. Son características de esta biocenosis las algas de los géneros *Peyssonnelia* spp., *Mesophyllum* spp., *Udotea* spp. y *Rhodymenia* spp., las esponjas de los géneros *Sycon* spp. y *Dysidea* spp., briozoos y ascidias. Es característica la presencia del gasterópodo sésil *Arca noae* y del bivalvo gigante *Pinna nobilis*, escasamente representado en esta zona. Los sedimentos de los rizomas se encuentran colonizados por una comunidad típica de fondos blandos compuesta por bivalvos, nemátodos, poliquetos y decápodos.
- c) **Fauna vágil**: constituye una asociación muy heterogénea debido a la gran variedad de estrategias ecológicas y alimentarias que incluye numerosas especies de moluscos gasterópodos del género *Gibbula* spp., *Tricolia* spp., *Turbona* spp. y *Jujubinus* spp., y el opistobranquio *Petalifera petalifera*, exclusivo del estrato foliar de *Posidonia oceanica*. También aparecen gran cantidad de especies de anfípodos e isópodos que se alimentan de los restos de las hojas, crustáceos decápodos y equinodermos, entre los que destacan los erizos *Paracentrotus lividus* y *Sphaerequinus granularis*, las estrellas *Echinaster sepositus* y *Asterina gibbosa*, holoturias (*Holothuria* spp.) y el crinoideo *Antedon mediterranea*. Entre los peces destacan los lábridos del género *Labrus* spp y *Sinphodus* spp., espáridos (*Diplodus* spp y *Salpa salpa*) y signátidos (*Signathus*

spp e *Hippocampus* spp), así como los centracántidos del género *Spicara* spp que utilizan la pradera como lugar de cortejo y reproducción.

En el límite inferior de la pradera, a partir de los -17 m de profundidad, y como consecuencia de la mayor influencia de las comunidades circalitorales y del escaso desarrollo de la pradera, aparecen especies típicas de los fondos del detrítico costero caracterizados por la presencia de concreciones de la rodofícea calcárea *Lithothamnium calcareum*, especie característica de zonas muy batidas en las que forma nódulos libres de tamaño variable (rodolitos), y especies no determinadas del género *Peyssonnelia* spp. En esta parte de la pradera no se han observado individuos correspondientes a especies de la macrofauna epibéntónica de tipo filtrador y suspensívoro que se desarrollan en fondos fangosos o con influencia de aportes externos de materiales, tales como la ascidia *Phallusia mammilata*, el poliqueto tubícola *Spirographis spallanzanii* y el cnidario *Cerianthus membranaceus*.



Fotografía 5.7: Biocenosis de Pradera de *Posidonia oceanica*.

BIOCENOSIS DE MATA MUERTA DE *POSIDONIA OCEANICA*

Tras la muerte de los pies de *Posidonia oceanica*, la desaparición de las hojas modifica radicalmente los factores ecológicos en el nivel de los rizomas que quedan en el sustrato. Las especies esciáfilas que colonizaban los rizomas de las plantas vivas

desaparecen y son reemplazadas por un poblamiento fotófilo con un amplio dominio del componente algal, entre el que destacan algas rojas como *Laurencia obtusa* y *Laigora viscida*, la alga verde *Acetabularia acetabulum* y las algas pardas *Padina pavonica*, *Didophus fasciola* y *Stypocaulon scoparium*. También es posible encontrar *Cystoseira crinita*, *Jania rubens*, *Spyridia filamentosa*, *Chondria tenuissima*, *Stilophora rhizoides*, *Lithophyllum incrunstans*, *Ceramium tenuissimum*, etc.

Respecto a la fauna de los rizomas, parece sufrir cambios menos importantes. Está compuesta por moluscos pelecípodos como *Lima hians* y *Venus verrucosa* y por crustáceos decápodos como *Upogebia deltaura* y *Callinassa minor*. Es conveniente resaltar el aumento del número de poliquetos, entre los que cabe destacar especies como *Pontogenia chrysocoma*, *Nereis irrorata*, *Lumbriconereis paradoxa* y *Clymene lumbricoides*.

Por lo tanto esta comunidad se caracteriza por una serie de especies endógenas de las matas y por una serie de especies fotófilas dominada por algas.



Fotografía 5.8: Biocenosis de mata muerta de *P. oceanica*.

BIOCENOSIS DE FONDOS BLANDOS MUY CONTAMINADOS O PORTUARIOS

Son las comunidades que colonizan fondos muy contaminados, con o sin materia orgánica, en la zona infra o circalitoral. Esta comunidad se caracteriza por una total ausencia de cobertura algal y de macrozoobentos, o por la presencia de muy pocas especies, como es el caso del poliqueto *Capitella capitata* o el molusco escafópodo *Dentalium dentalium*, típicos de zonas de hipersedimentación y alto grado de turbidez.

BIOCENOSIS DE ALGAS ESCIÁFILAS CIRCALITORALES EN RÉGIMEN CALMO O DE CORALÍGENO

Biocenosis propiamente circalitoral aunque puede encontrarse en enclaves concretos en niveles infralitorales. En el SE peninsular y Baleares aparece siempre por debajo de los 27-30 m de profundidad y pudiendo llegar a los 120 m.

Se puede decir que se trata de una estructura organógena, donde los principales organismos edificadores son las algas calcáreas o coralináceas, mientras que los organismos dominantes, en términos de número de especies y biomasa, son los animales suspensívoros.

Esta comunidad puede tener aspectos y desarrollos muy distintos debido a que, según las condiciones locales, el estrato basal de algas calcáreas presentara diferentes desarrollos y los distintos grupos de suspensívoros no estarán igualmente representados ni tendrán el mismo desarrollo. En una comunidad de coralígeno compleja y desarrollada se pueden distinguir una serie de estratos:

- Un estrato elevado y erecto formado por grandes gorgonias y esponjas de aspecto arborescente, que puede alcanzar un desarrollo espectacular en determinados puntos del litoral donde el hidrodinamismo aporte suficiente alimento.
- Un estrato intermedio formado por grandes colonias de briozoos, esponjas, ascidias, hidrarios y poliquetos, siendo su desarrollo también función del alimento disponible.
- Un estrato inferior formado por algas calcáreas, briozoos, esponjas y madreporarios principalmente.
- Por último, habría un grupo de organismos endobiontes que vive en los numerosos huecos de la concreción coralina, y otro de organismos epífitos de pequeño tamaño que se fijan sobre las especies erguidas.

- Hay que señalar, también, que en este estructurado "bosque" encuentran cobijo y alimento una amplia y variada fauna vágil (poliquetos, moluscos, crustáceos, equinodermos, peces).

Los diferentes aspectos que puede adquirir, junto con su complejidad estructural, que permite coexistir en muy poco espacio especies de requerimientos ecológicos muy diferentes, hace que sea una de las comunidades más difíciles de tipificar.

Algunas de las especies propias de esta biocenosis son las **algas** *Asperococcus turneri*, *Zanardina prototypus*, *Sporochnus pedunculatus*, *Nereia filiformis*, *Phyllariopsis brevipes*, *Cystoseira spinosa*, *Cystoseira zosteroides*, *Scinaia furcellata*, *Bonnemaïsonia asparagoides*, *Halarachnion ligulatum*, *Phyllophora crispa*, *Lithophyllum stictaeforme* (= *Lithophyllum expansum*), entre otras, las **esponjas** *Cliona viridis*, *Diplastrella bistellata*, *Axinella damicornis*, *Acanthella acuta*, *Hymeniacidon sanguinea*, *Crambe crambe*, entre otras, los **cnidarios** *Synthecium evansi*, *Aglaophenia tubiformis*, *Alcyonium acaule*, *Parerythropodium coralloides*, *Paramuricea clavata*, *Eunicella singularis*, *Eunicella gazella*, *Eunicella verrucosa*, *Dendrophyllia ramea*, *Gerardia savaglia*, *Parazoanthus axinellae*, *Monomyces pygmaea*, los **poliquetos** *Spirographis spallanzani*, *Filograna implexa*, los **moluscos** *Emarginula cancellata*, *Puncturella noachina*, *Gibbula fanulum*, *Calliostoma zizyphinus*, *Alvania lineata*, *Alvania cimex*, *Rissoina bruguieri*, entre otros, los **crustáceos** *Palinurus elephas*, *Hommarus gammarus*, los **briozoos** *Cellaria salicornioides*, *Scrupocellaria scrupea*, *Adeonella calveti*, entre otros, los **equinodermos** *Antedon mediterranea*, *Marthasterias glacialis*, *Hacelia attenuata*, *Centrostephanus longispinus*, *Echinus acutus*, *Paracentrotus lividus*, *Sphaerechinus granularis*, *Holothuria forskali*, las **ascidias** *Pseudodistoma cynrusense*, *Clavelina dellavallei* y *Halocynthia papillosa*.

Su muy alta diversidad, junto con su elevada complejidad estructural, que permite coexistir en muy poco espacio especies de requerimientos ecológicos muy diferentes, hacen que sea una de las comunidades de más alto valor ecológico.

FONDOS DETRÍTICOS

La biocenosis de detrítico costero aparece en fondos blandos circalitorales caracterizados por una mezcla de componentes de origen terrígeno (aportes desde ramblas o ríos) y de origen biológico, procedente de los concrecionamientos de algas calcáreas y de los restos de moluscos, equinodermos y briozoos producidos *in situ* o en otras biocenosis (como la pradera de *P. oceanica*). El predominio del componente biológico o terrígeno en estas biocenosis determinará si se trata de una comunidad de detrítico costero enfangado o no enfangado, respectivamente.

En estos fondos, y en zonas de escasa influencia terrígena (**Fondos Detríticos Costeros típicos**), aunque la profundidad es elevada, llega suficiente luz para soportar una diversa comunidad algal dominada por las feofíceas *Arthrocladia villosa* y *Sporochnus pedunculatus* que indican la presencia de corrientes de fondo. El importante poblamiento vegetal de esta comunidad está formado casi en su totalidad por algas esciáfilas como *Halopteris filicina*, *Valonia macrophysa*, *Dyctiota linearis*, *Criptonemia lomation*, *Mesophillum lichenoides*. Se pueden observar pequeños bloques de concrecionamiento formados por algas calcáreas (*Peyssonellia rosa marina*, *Phymatholiton calcareum*, etc). Entre los representantes de la fauna es típica la presencia de algunas especies de porte erecto y de considerable tamaño como las esponja *Cliona viridis* y *Suberites domuncula*, junto con los cnidarios *Alcyonium palmatum* (mano de muerto) y *Cerianthus membranaceus* y *Alicia mirabilis*, la ascidia *Phallusia mammilata* y los equinodermos *Astropecten irregularis*, *Chaetaster longipes*, *Echinus melo*, *Holothuria* spp y *Spatangus purpureus*, y los crustáceos *Pilumnus villosissimus*, *Liocarcinus depurator* y *Acheus cranchii*. Entre los moluscos destacan el gasterópodo *Astra rugosa*. Entre los peces destacan *Trachinus araneus*, *Trigla* spp, *Dactylopterus volitans*, *Uranoscopus scaber* y *Lophius piscatorius*.

Las facies de **Detrítico enfangado** aparecen en zonas donde predominan los aportes de sedimentos finos, generalmente de origen terrestre. En esta comunidad se aprecia un sensible descenso del número de especies presentes respecto al Detrítico Costero típico. Esta comunidad se caracteriza por la ausencia total de estrato algal o por la presencia de unas pocas especies de feofíceas como *Cystoseira spinosa* y *Sporochnus pedunculatus*, donde el hidrodinamismo es relativamente intenso. Salvo el empobrecimiento en especies y la aparición de especies adaptadas a un cierto grado de enfangamiento, como el poliqueto *Aphrodite aculeata*.

5.6.2 Valoración de las comunidades encontradas en el área de estudio

Para la valoración se ha dividido la franja de costa correspondiente al área de estudio en varios tramos con características similares:

- Tramo 1: Punta de Portman hasta La Cola del Caballo.
- Tramo 2: Cola del Caballo hasta Punta Escucha
- Tramo 3: Punta Escucha hacia el Cabo del Agua



La escala empleada en la valoración del desarrollo y madurez estructural de las comunidades ha sido la siguiente:

- **Valor 1 (óptimo) ó 2 (bueno):** Comunidad con alta diversidad y riqueza de especies, estructuralmente maduras (aspecto frondoso o bueno) y en las que se ha encontrado una importante presencia de especies indicadoras de buen desarrollo y, por tanto, de alta calidad ambiental.
- **Valor 3 (empobrecido):** Comunidad con diversidad y riqueza de especies media o baja, estructuralmente medio o poco maduras (aspecto semifrondoso, cespitoso o empobrecido) y en las que se ha encontrado una presencia algo reducida de especies indicadoras de una alta calidad ambiental, una fuerte presencia de especies tolerantes y una apreciable presencia de alguna especie de amplia valencia ecológica y resistente a la contaminación. Las características del tramo de litoral en el que aparecen, así como la no presencia de especies propias de ambientes contaminados, hacen suponer que esta menor madurez estructural es consecuencia de algún factor natural (abrasión, excesivo ramoneo, excesivo aporte sedimentario, etc.) o de ciertas actividades humanas (pesca de arrastre, etc.).
- **Valor 4 (algo degradado):** Comunidad con diversidad y riqueza de especies media o baja, estructuralmente medio o poco maduras (aspecto semifrondoso, cespitoso o empobrecido) y en las que se ha apreciado la desaparición de las especies más sensibles frente a la contaminación orgánica o industrial, una

fuerte presencia de especies tolerantes, y una fuerte presencia de especies de amplia valencia ecológica y, por tanto, propias de ambientes contaminados.

- **Valor 5 (degradado):** Comunidad de muy baja diversidad, formadas únicamente por especies de amplia valencia ecológica y que por ello resisten un alto grado de contaminación orgánica o industrial.
- **Valor 6 (muy degradado):** Comunidad de zonas con un altísimo grado de contaminación, siendo las cianofíceas y los poliquetos sus casi únicos componentes.

FONDOS ROCOSOS

Tramo 1

Esta franja costera se encuentra muy influenciada por los vertidos de estériles mineros. En ella las comunidades de fondos rocosos quedan reducidas a paredes verticales que bajan hasta los 2 - 2,5 m de profundidad, donde encontramos una biocenosis mediolitoral e infralitoral muy pobre en la que han desaparecido las especies más sensibles y aparecen principalmente especies de amplia valencia ecológica e indicadoras de ambientes degradados, como por ejemplo las algas *Ulva rigida* y *Corallina elongata*.

Valoración final de la zona: 5 (degradada).

Tramo 2

Este tramo se caracteriza por la presencia de grandes bloques de piedra a los pies de la pared, lo que da lugar a una gran heterogeneidad y permite el desarrollo de varias biocenosis.

Dentro de este sector de costa encontramos en el mediolitoral superior una estrecha franja de *Cystoseira sp.*, que desaparece conforme nos acercamos a las proximidades de la Playa del Gorguel indicando pérdida de calidad de las aguas en el entorno de esta playa. De forma similar al tramo anterior, en la parte inferior sigue dominando el alga *Corallina elongata* frente al resto de especies indicando pérdida de diversidad y, por lo tanto, síntoma de degradación de esta comunidad.



Fotografía 5.9: Aspecto de las comunidades infralitorales de roca bajo el punto de vertido de estériles de la minería en el entorno de la Punta de Portman.

En cuanto a la zona del infralitoral, encontramos una biocenosis de algas fotófilas hasta los 6-9 m de profundidad, que alcanza su mayor grado de desarrollo sobre las zonas planas y bien iluminadas de los grandes bloques. En ésta comunidad se observan pequeñas manchas de rodofíceas incrustantes con erizos que pasan a formar una estrecha franja entre los -6 y 0 metros en la cara Oeste de la Cola del Caballo. La presencia de ésta biocenosis de algas rodofíceas incrustantes y erizos pone de manifiesto la degradación que están sufriendo las comunidades fotófilas infralitorales de esta zona.

En las zonas de sombra creadas por la disposición de los grandes bloques de roca o por la orientación del fondo, se han encontrado comunidades esciáfilas bien desarrolladas pertenecientes a las biocenosis de precoralígeno y a la de grutas semioscuras. Estas biocenosis están muy localizadas en la cara Este de la Cola del Caballo.

Valor final de la zona: 3 (empobrecida).



Fotografía 5.10: Aspecto de la biocenosis fotófila en régimen calmo ubicada en la cara este de La cola del Caballo (prof: -6m).



Fotografía 5.11: Comunidad de grutas y extraplomos ubicada en la cara este de La cola del Caballo (prof: -6m).

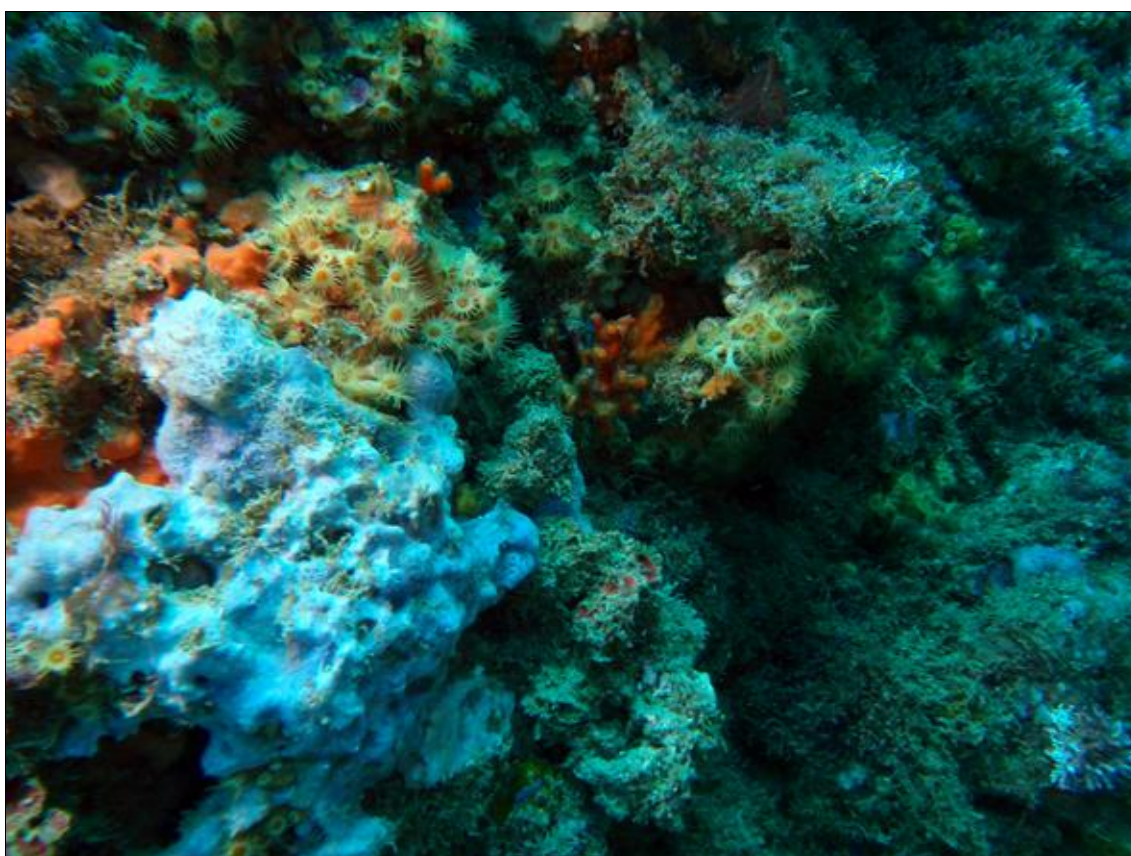
Tramo 3

Este tramo de costa es el que presenta las comunidades de roca mejor conservadas de todo el área de estudio. En este encontramos una zona mediolitoral con un cinturón de *Cystoseira sp* bien desarrollado, y una zona infralitoral en donde las biocenosis fotófilas y esciáfilas tienen una alta diversidad de especies y una gran madurez estructural. Entre las especies que se han encontrado se observa la presencia del cnidario *Astroides calycularis*, catalogada como especie en peligro o amenazada (Convenio BARNA 1995), y especie “vulnerable” (Catálogo Nacional de Especies Amenazadas (CNAE)). También es notable la presencia de especies tolerantes y de amplia valencia ecológica.

Valor final de la zona: 2 (bueno).



Fotografía 5.12: Aspecto de la comunidad de fotófilo infralitoral en régimen calmo localizada en las inmediaciones de la Peña de La Manceba.



Fotografía 5.13: Comunidades esciáfilas localizadas en las inmediaciones de la Peña de La Manceba. Destacan las especies *Astroides calicularis* (foto superior), *Parazoanthus axinellae* (foto inferior).

FONDOS BLANDOS

Tramos 1 y 2

Desde la Punta de Portman hasta Punta Escucha, los fondos infralitorales y circalitorales están cubiertos completamente por los estériles procedentes de la actividad minera en la zona. Todos esta zona está clasificada por tanto como **fondos blandos muy contaminados**.

Los sedimentos están compuestos por una granulometría muy fina, con un predominio absoluto de los materiales más finos (limos y arcillas).

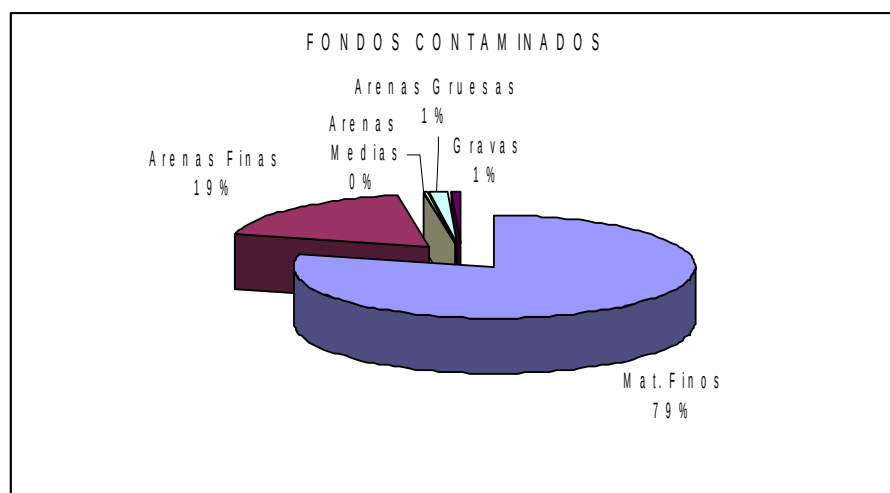


Figura 31: Representación gráfica de la composición granulométrica en los fondos blandos muy contaminados. Transecto 4 a 47 metros de profundidad.



Figura 32: Aspecto extremadamente fangoso de los fondos en el transecto 3 a -30m de profundidad.

La macrofauna se ve extremadamente reducida, sin embargo encontramos aún algunas especies bentónicas de porte erecto o coloniales de estructura arborescente que se fijan en el sustrato arcilloso. Encontramos así algunos ejemplares de cnidarios de la especie *Cerianthus membranaceus* o *Aglaophenia acacia*, o algun poliqueto tubícola como *Spirographis* sp.



Fotografía 5.14: Pequeña colonia del Hidrozoo *Aglaophenia acacia*. Transecto 1.

La comunidad infaunal se ve muy reducida quedando presentes un reducido grupo de familias, en su práctica totalidad propias de ambientes muy fangosos (*Cirratullidae*, *Paraonidae*, *Magelonidae*, etc.).

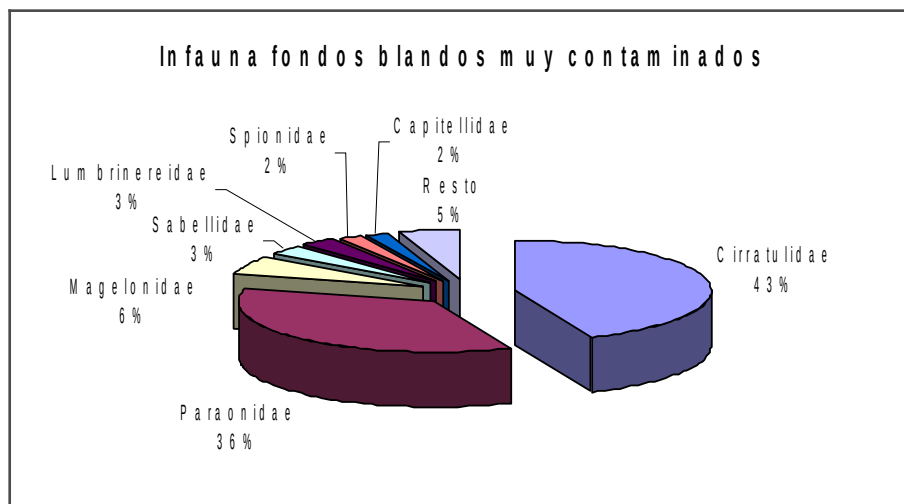


Figura 33: Distribución de las abundancias de familias de poliquetos en los fondos blandos contaminados. Transecto 4 a unos 40 metros de profundidad.

Las condiciones de enfangamiento y anaerobiosis en el sedimento, tras años de vertidos de los estériles producidos por la actividad minera en toda la zona y que llevó a la colmatación de la Bahía de Portman, se traduce en una diversidad de organismos muy pobre, que junto al bajo nivel de estructuración de la población de poliquetos de la infauna, caracteriza esta biocenosis de bajo valor ecológico.

Tramo 3

En todo este tramo, destaca una estrecha banda comprendida entre las isobatas de 16-17 m y las de 6-9 m, (dependiendo de la profundidad a la que comience el sustrato rocoso) constituida por la biocenosis de pradera de *Posidonia oceanica*. Concretamente, en la zona este del tramo, al sur de Punta Escucha, se localiza el inicio de esta banda constituida por mata muerta de *P. oceanica*. A continuación y en dirección oeste se produce un marcado gradiente en el que el predominio de mata muerta se va mezclando con la aparición de manchas dispersas de *P. oceanica* viva cada vez más abundantes conforme continuamos el desplazamiento en dirección hacia el Cabo del Agua hasta configurar una pradera de forma continua.

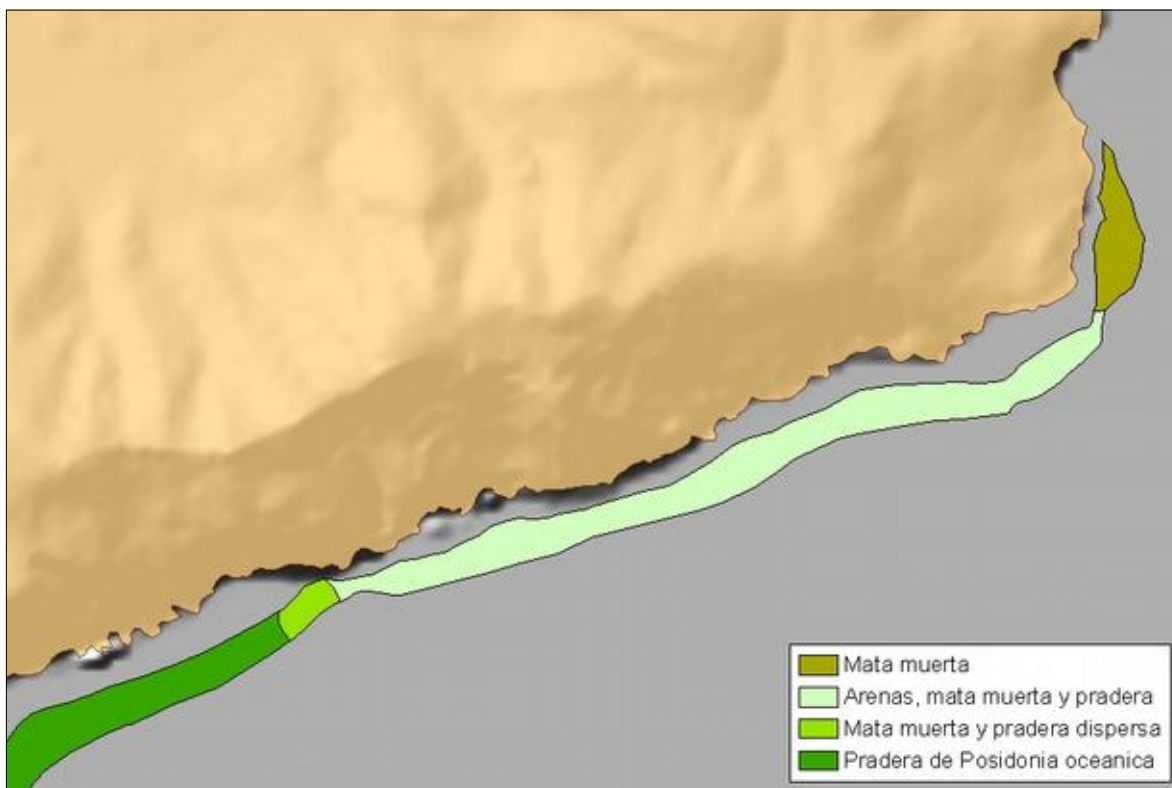


Figura 34: Representación del gradiente este-oeste de abundancia de *P. oceanica* desde la presencia de mata muerta hasta el desarrollo de una pradera continua.



Fotografía 5.15: Aspecto de los fondos blandos con mata muerta de *P. oceanica* en las inmediaciones de la Peña de La Manceba (prof: -16m).



Fotografía 5.16: Aspecto de los fondos blandos con manchas dispersas de *P. oceanica* al oeste de la Peña de La Manceba (prof: -13m).



Fotografía 5.17: Alta densidad de matas de *P. oceanica* configurando el inicio de la pradera continua ubicada en el límite oeste del ámbito de estudio (prof: -15m).

Como ya se ha explicado anteriormente, en la parte más occidental de la zona de estudio encontramos a partir de los restos de *Posidonia oceanica* un fondo de detrítico costero que ya frente a la Punta de La Manceba alcanza un mayor grado de enfangamiento llegando a considerarse como detrítico enfangado, y dando lugar finalmente ya a unos fondos contaminados con un predominio claro de la granulometría más fina (limos y arcillas) originados por los años de vertidos, de los estériles producto de la minería.

El **detrítico costero**, caracterizado por un importante componente de origen biogénico, muestra una granulometría con un notable equilibrio entre los diferentes tamaños de grano que lo componen, con una baja presencia de materiales finos (limos y arcillas) y con un notable predominio del conjunto de las arenas.

Esta biocenosis aparece en la zona de estudio con un importante componente de origen biológico, procedente de los concreccionamientos de algas calcáreas y de los restos de moluscos, equinodermos y briozoos. A pesar de la profundidad llega suficiente luz para soportar una comunidad algal dominada las feofíceas *Arthrocladia villosa* y *Sporochnus pedunculatus* que indican la presencia de corrientes de fondo. El importante poblamiento vegetal de esta comunidad está formado casi en su totalidad por algas esciáfilas y se pueden observar pequeños bloques de concreccionamiento formados por algas calcáreas (*Peyssonellia rosa marina*, *Phymatholiton calcareum*, etc), en forma de rodolitos más o menos dispersos, que no obstante no llegan a conformar un verdadero Maërl.



Figura 35: Aspecto general de los fondos de detrítico costero en la zona de estudio. Fotografía realizada en el transecto 8, a 27m de profundidad.

Entre los representantes de la fauna hemos podido observar a los largo de los transectos realizados la presencia de algunas especies de porte erecto y de considerable tamaño como las esponja *Cliona viridis*, junto con los cnidarios *Alcionum palmatum* (mano de muerto) y *Cerianthus membranaceus* y los equinodermos *Astropecten irregulariis*, *Coscinasterias tenuispina*, *Chaetaster longipes*, y *Holothuria* spp. y los crustáceos *Pilumnus villosissimus*, *Liocarcinus depurator* y *Acheus cranchii*.

La comunidad más representativa es la comunidad de los anélidos poliquetos, máximo representante de la infauna. La comunidad de poliquetos que encontramos en esta zona está caracterizada por la importante presencia de individuos de familias *Paraonidae*, *Sabellidae*, y otras especies de familias como *Magelonidae*, *Onuphidae*, *Eunicidae* o *Cirratullidae*, lo que nos indica un nivel bajo de enfangamiento en el sustrato, y una buena calidad de las aguas, por un lado, y la visible diversidad de hábitos tróficos indica también una considerable amplitud de recursos.

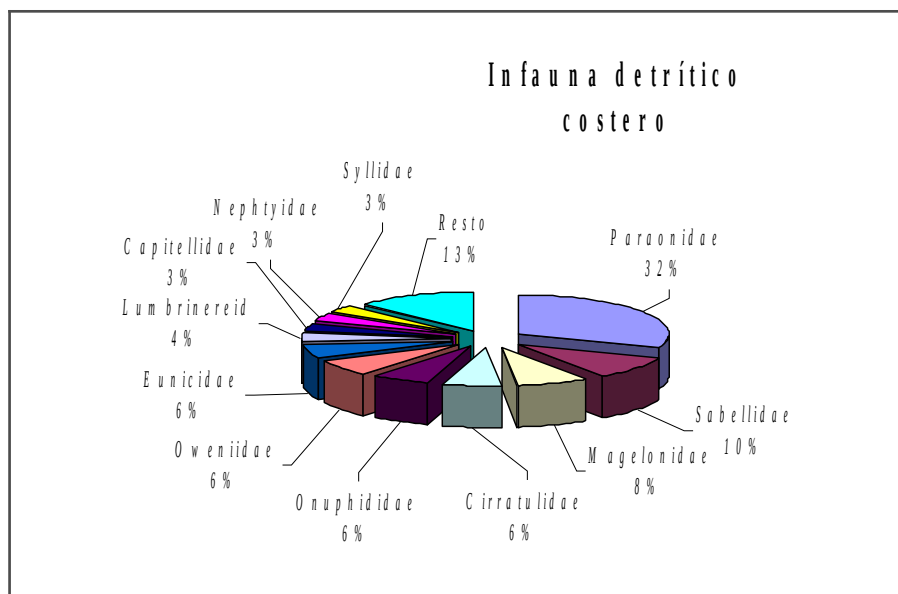


Figura 36: Distribución de las abundancias en la comunidad de poliquetos de la infauna halladas en muestra tomada en el transecto 7 a 30 metros de profundidad.

Los valores relativamente altos en sus índices de diversidad (2,5 bits/indiv.) y riqueza de familias, nos muestran una comunidad diversa y aparentemente estructurada, donde encontramos las especies típicas de este tipo de fondos. Por tanto podemos considerar que la biocenosis de detrítico costero encontrada en este sector de la zona de estudio se encuentra en buen estado de conservación y con un valor ecológico medio-alto.

La biocenosis de **Detrítico enfangado** aparece en el área de estudio como una estrecha franja constituyendo la zona de transición entre el detrítico costero dominante en los fondos blandos circalitorales al oeste de la Peña de La Manceba, y los fondos blandos muy contaminados que a partir de este punto y hacia el este, ocupan prácticamente toda la bahía de Portman.

En esta zona predominan los sedimentos finos de forma creciente de oeste a este. En la composición granulométrica de estos fondos encontramos cómo los materiales finos (limos y arcillas) pasan a suponer cerca del 50% de la muestra.

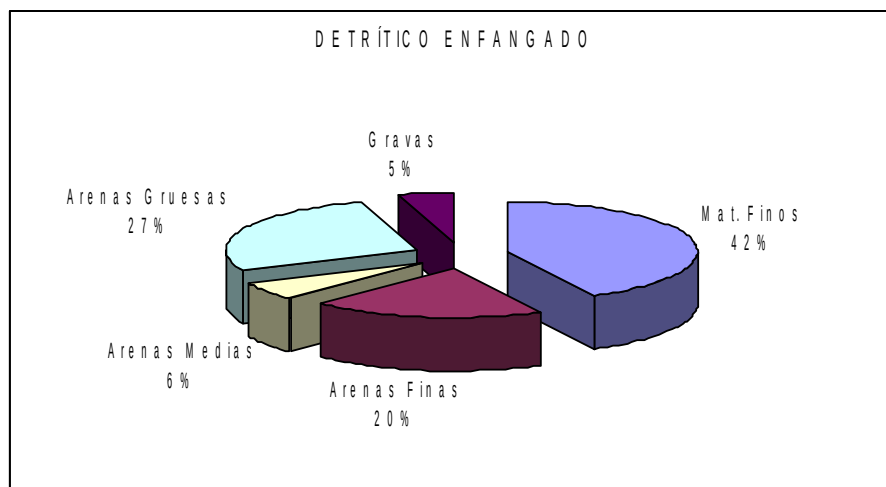


Figura 37: Representación gráfica de la composición granulométrica en los fondos de detrítico enfangado.

En esta comunidad se aprecia un sensible descenso del número de especies presentes respecto al Detrítico Costero típico. Esta comunidad se caracteriza por la ausencia total de estrato algal o por la presencia de unas pocas especies de feofíceas. Sin embargo entre la macrofauna encontramos aún algunas especies de cnidarios como *Cerianthus membranaceus*.

La infauna propia del detrítico enfangado se caracteriza por la aparición de especies adaptadas a un cierto grado de enfangamiento, y la mayor abundancia de familias de tipo detritívoro y/o sedimentívoro. Así, en la muestra tomada en los fondos de detrítico enfangado encontramos un predominio claro de las familias *Paraonidae* y *Spionidae*, grupos habituales y característicos de fondos con notable grado de enfangamiento.

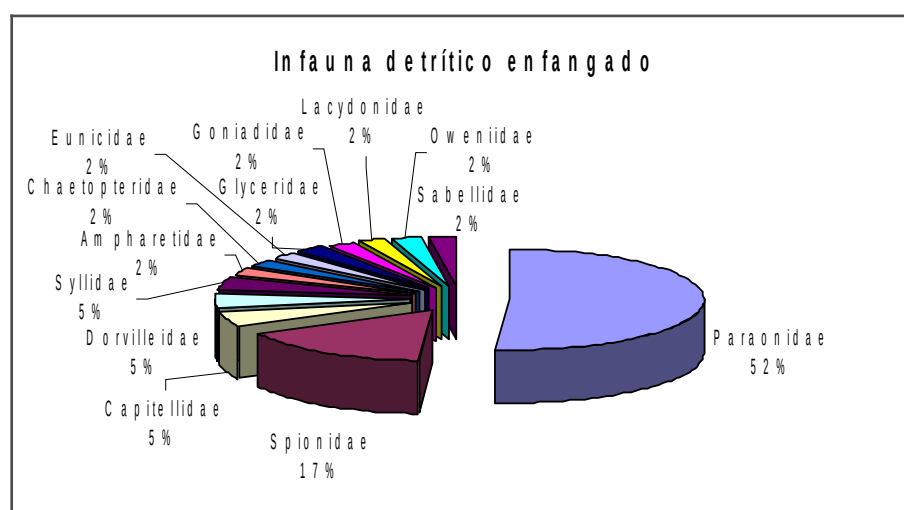


Figura 38: Distribución de las abundancias de la infauna. Transecto 6 a 45 metros de profundidad.

5.6.3 Efectos del alga invasora *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea*

El alga invasora, procedente del Mar Rojo, *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea*, entró en el Mar Mediterráneo a través del Canal de Suez y fue observada por primera vez en el año 1926. En el Mediterráneo Occidental no se vio hasta el 1991 (Trípoli, Libia). En 1998 aparece en Baleares, en 1999 en Castellón, en 2001 en Alicante y en el año 2005 se descubre en Murcia, donde actualmente sigue expandiéndose.

En el área de estudio, este alga aparece en el año 2007 en la estación de la zona de posible influencia GO20, extendiéndose en el año 2008 a la estación GO21 y en el 2009 al resto de estaciones, a excepción de GO19. En 2010, *Caulerpa racemosa* ya está presente en todas las estaciones de muestreo. Incluso en GO19, en los claros de arena, la cobertura de este alga invasora empieza a ser importante.

No cabe duda de que este fenómeno de introducción de especies invasoras en el Mediterráneo, está causado por el hombre, fundamentalmente por el tráfico de barcos que recorren todos nuestros mares (*fouling* de los cascos), grandes obras de ingeniería (Canal de Suez)...etc, y todo ello acelerado por procesos causados por la contaminación (eutrofización) y el denominado cambio climático (aumento de la temperatura).

Probablemente, el efecto más nocivo para la pradera está relacionado con el denso tapiz que forma en los lugares donde se desarrolla. A priori, este tapiz impediría el paso de O₂ al sedimento. Sin embargo, recientes estudios sobre los efectos de la colonización de este alga sobre praderas de *P. oceanica*, han puesto de manifiesto la resistencia de este hábitat a ser invadido por el alga, evitando su penetración sin causar alteraciones en su estructura y dinámica poblacional (Ruíz Fernández, *et al.*, 2009).

5.6.4 Presencia de cetáceos y reptiles.

En las campañas llevadas a cabo durante este ciclo productivo no se ha constatado la presencia de ejemplares de delfín mular o tortuga boba, dentro del área de estudio ni en sus proximidades.

5.7 RELACIÓN CON ESPACIOS NATURALES PROTEGIDOS

Se aporta un apartado específico para evaluar las repercusiones del presente proyecto sobre los espacios naturales protegidos por la Red Natura 2000, en 12 ANEXO II: EVALUACIÓN DE REPERCUSIONES SOBRE LA RED NATURA 2000

El PCMG se localiza sobre un extremo de la ZEC ES6200048 - Valles Submarinos del Escarpe de Mazarrón (anteriormente denominada Medio Marino).

El espacio marino protegido de la Red Natura 2000 denominado Valles submarinos del escarpe de Mazarrón, se encuentra situado al sureste de la Península Ibérica, en el Mar Mediterráneo, en aguas bajo soberanía o jurisdicción española frente a la costa de la Región de Murcia.

Este espacio incluye el medio marino comprendido entre las aguas situadas al sur de la isla del Fraile en el municipio de Águilas hasta una distancia de aproximadamente 11,79 km en dirección Este trazada desde el cabo de Palos, sito en Cartagena. Alcanza en su límite exterior meridional una amplitud máxima de 88,16 km así como un ancho máximo en la parte más oriental de 26,85 km, cubriendo una superficie total de 154.080,571 ha. Encuadrado en el extremo suroeste de la cuenca Algero-Provenzal, conforma una zona de transición con el mar de Alborán. La profundidad varía desde 20-25 m en la zona más próxima al litoral, llegando a alcanzar los 2000 metros de profundidad en su sector más meridional.

La ZEC es colindante con el espacio de la Red Natura denominado LIC ES6200029 Franja Litoral Sumergida de la Región de Murcia y con la Zona de Especial Protección para las Aves (ZEPA) ES0000271 Isla de Las Palomas, espacio también incluido en dicha Red. Además, su superficie coincide aproximadamente con el 3,92% de la superficie de la Reserva Marina Cabo de Palos-Islas Hormigas (Decreto no 15/1995, de 31 de marzo, por el que se declara reserva marina de interés pesquero la zona de Cabo de Palos - Islas Hormigas. (B.O.R.M. núm. 92 de 21 de abril de 1995) y Orden de 22 de junio de 1995, por la que se establece una reserva marina en el entorno del Cabo de Palos - Islas Hormigas (B.O.E. núm 161 de 7 de julio de 1995)).

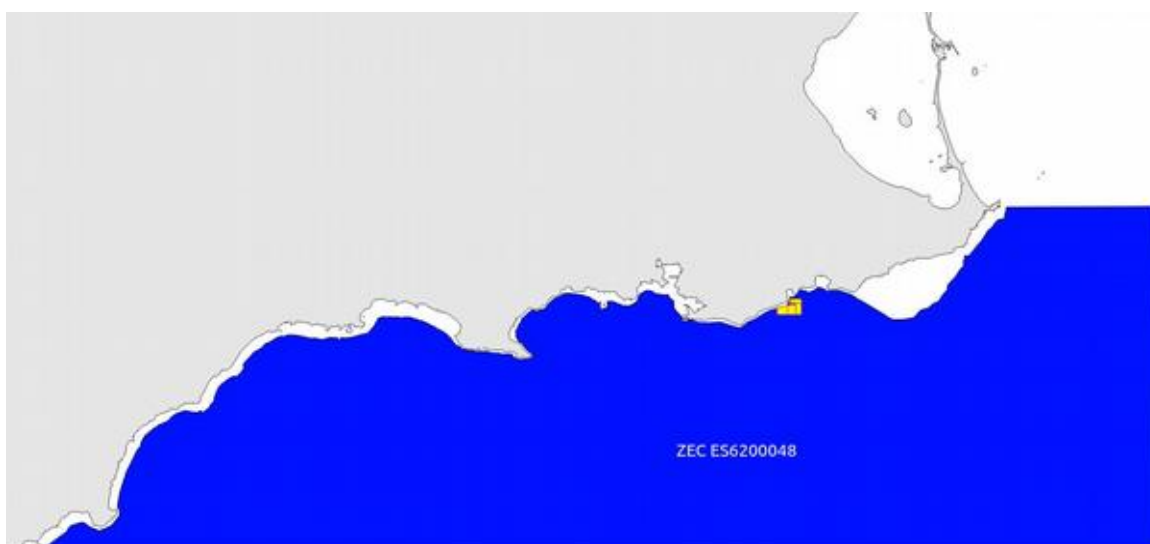


Figura 39. Extensión de la ZEC ES6200048 y localización del polígono del Gorguel sobre la misma.

Se consideran valores naturales objeto de conservación, en esta ZEC, los tipos de hábitats naturales de interés comunitario (Anexo I de la Ley 42/2007) y las especies Red Natura 2000 (Anexo II de la Ley 42/2007) con presencia significativa en el espacio marino protegido, concretamente, el tipo de hábitat natural 1170 Arrecifes y las especies *Caretta caretta* y *Tursiops truncatus*. De igual modo, son también valores naturales a proteger los fondos de maërl (biocenosis considerada por el Convenio de Barcelona como de interés para su conservación cuyas especies características *Lithothamnium coralloides* y *Phymatholithon calcareum* se encuentran incluidas en el anexo VI de la Ley 42/2007) y las especies de cetáceos *Delphinus delphis*, *Stenella coeruleoalba*, *Globicephala melas*, *Grampus griseus*, *Physeter macrocephalus* y *Balaenoptera physalus* (Anexo V de la Ley 42/2007), debido a su relevancia en el espacio marino protegido.

5.8 PATRIMONIO CULTURAL Y ARQUEOLÓGICO

Los Bienes patrimoniales de índole minera y etnográfica de la zona de estudio muestran una situación de deterioro previo muy evidente, desde la pérdida de su funcionalidad original. Los Bienes de Interés Cultural que más próximos se localizan a la zona marítima de estudio en las proximidades del PCMG son:

- En el límite del Parque Regional Calblanque, Monte de las Cenizas y Peña del Águila se encuentra la batería militar C-9 “Las Cenizas” (Monte de las Cenizas) catalogada como Bien de Interés Cultural. Se trata de un Monumento de arquitectura militar construida entre 1930 y 1934. En 1994 deja de estar en servicio tras la aplicación del Plan Norte. La entrada de la batería es una portada monumental realizada en hormigón y que se basa en la arquitectura maya-

tolteca. Serpientes emplumadas representando a Quetzalcoatl y otros elementos decorativos nos remiten a aquella cultura. El grado de protección asignado a este BIC es de “UNO”.

- En la misma Playa del Gorguel se encuentra un establecimiento costero romano de carácter minero-metalúrgico encuadrado cronológicamente en época tardorrepublicana (ss. II-I a.C.), con una posible continuidad hasta el cambio de era (s. I d.C.), periodo coincidente con el momento de auge de las labores mineras romanas, relacionadas con la obtención de plata y plomo. Declarado bien por su relevancia cultural (Resolución de 29 de diciembre de 2010 del BORM no 62 de 16 de marzo de 2011)

Los condicionantes naturales determinan la dinámica de las rutas de navegación y la ubicación de fondeaderos y puertos en la antigüedad. En la zona que nos ocupa, de orografía accidentada, la existencia de un puerto principal de la calidad e importancia como el de Cartagena, no descarta la presencia de fondeaderos cercanos cuya funcionalidad podemos aproximar según su localización y las características del poblamiento aledaño.

Debido a los condicionantes orográficos de la costa en la zona de estudio y el tráfico marítimo promovido por la importancia del Puerto de Cartagena, es posible prever que las pequeñas calas y áreas de abrigo eran utilizados como zonas de fondeo y resguardo. La bahía de Portmán, con una orientación y resguardo similar a la de Cartagena, ofrece un abrigo seguro a los vientos, protegido por el macizo central de la Sierra Minera al N y las puntas de Galera al W y de la Cruz al E. A continuación de la bahía de Portmán, la costa a pesar de ser muy acantilada y rocosa permite en la Cala del Caballo y la Cala del Gorguel, un buen desembarco. La cala del Gorguel dispone de un paso accesible hacia el interior, por lo que este fondeadero podía funcionar como embarcadero complementario y estar, además, vinculado a las salidas de mineral o a sus manufacturas.

En cualquier caso, no existe ningún yacimiento arqueológico o bien de interés cultural catalogado dentro de los límites del PCMG, pero dada la importancia de navegación marítima en la zona, tal y como se ha descrito no se puede descartar *a priori* la existencia de restos en el lecho marino. En cualquier caso, es tal el grosor de los áridos de la minería vertidos durante décadas en esta zona que es previsible que de existir algún resto arqueológico, éste se encuentre bajo varios metros de fangos de la minería.

5.9 PLANIFICACIÓN TERRITORIAL

La zona objeto de estudio es objeto de dos importantes proyectos de desarrollo, uno la restauración de la Bahía de Portman y otro la construcción de una Terminal de Contenedores en el Gorguel como una de las alternativas de ubicación para la ampliación del Puerto de Cartagena (ver Figura 41). Mientras el proyecto de recuperación ambiental de la Bahía de Portman se encuentra ya en fase de ejecución, el futuro Puerto del Gorguel se halla todavía en fase de tramitación a espera de una DIA.

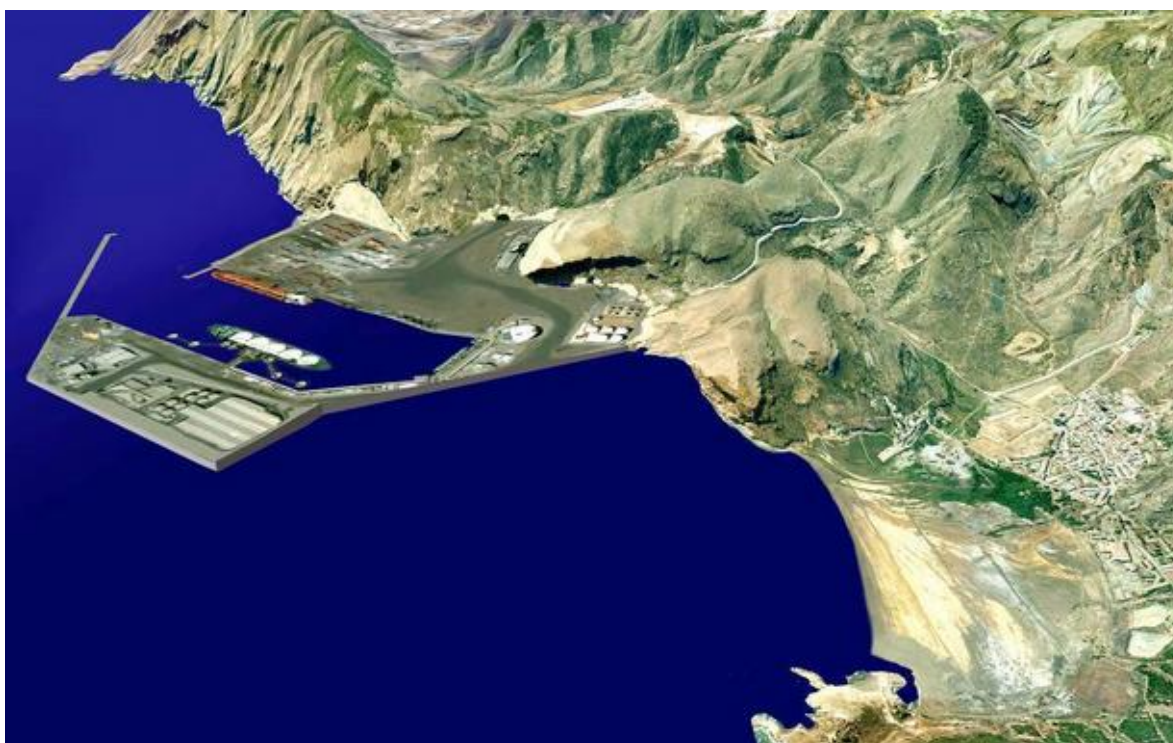


Figura 40: Fotomontaje del proyectado puerto del Gorguel.

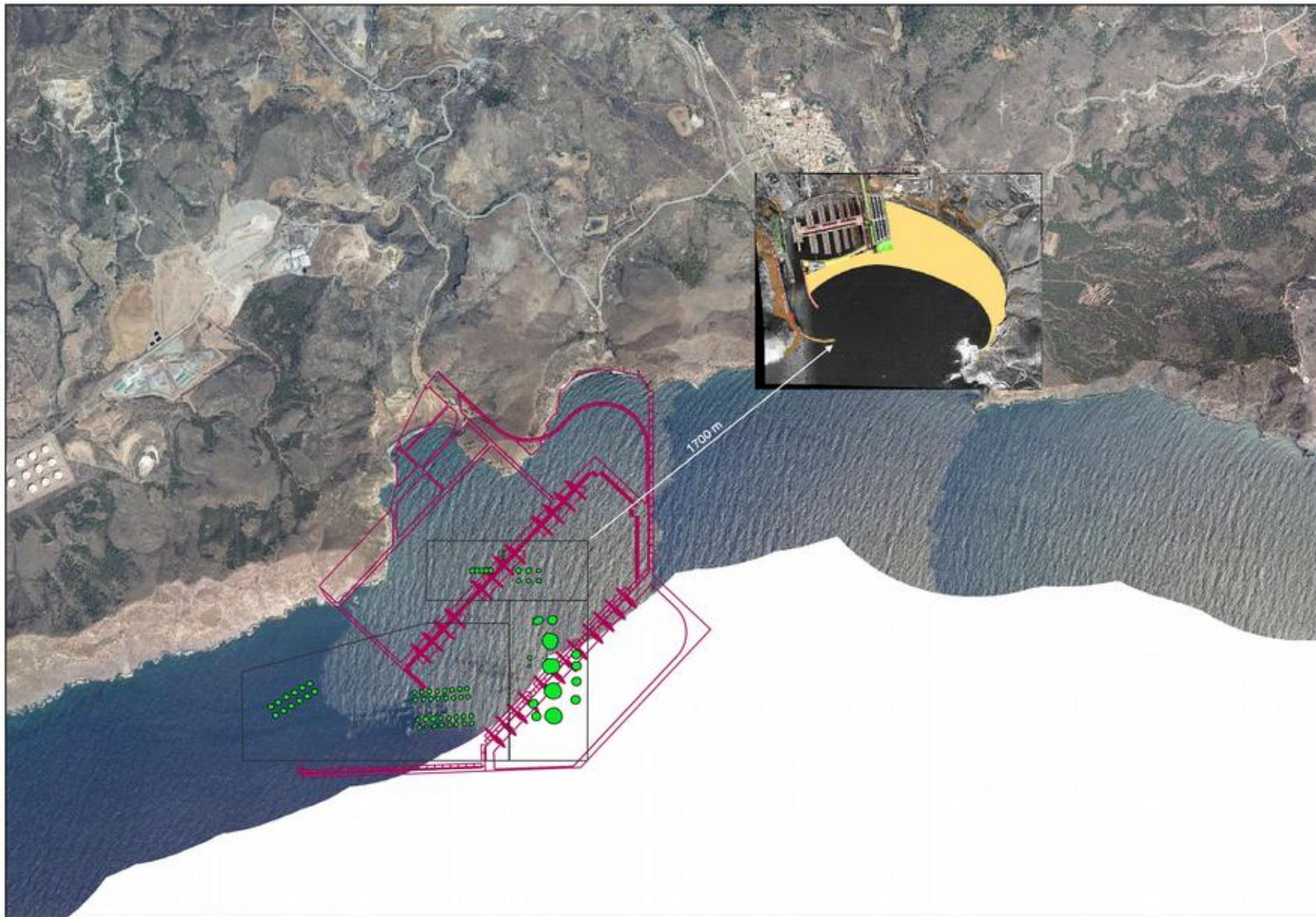


Figura 41: Localización de los futuros proyectos de Regeneración de la Bahía de Portman y de ampliación del puerto de Cartagena alternativa Gorguel en relación a la actual localizaicón del PCMG.

6. EVALUACIÓN DE EFECTOS

En este apartado se definen todas aquellas acciones del proyecto que pudieran originar un impacto apreciable sobre el medio, considerando sus diferentes etapas de desarrollo así como las diferentes alternativas presentadas en el capítulo anterior. Debe destacarse que, a los efectos de la evaluación de los impactos, **el estado 0 o preoperacional se corresponde con el actual nivel de explotación de la parcela D y E, explotada por Lebeche Gorguel.**

6.1 DESCRIPCIÓN DE LAS ACCIONES DEL PROYECTO SUSCEPTIBLES DE PRODUCIR IMPACTOS

6.1.1 FASE DE CONSTRUCCIÓN

- El tráfico de embarcaciones necesario para la instalación y transporte de las nuevas jaulas solicitadas para la ampliación, implica el vertido ocasional de hidrocarburos y otros tipos de desecho, así como, por la emisión de ruidos y humos, procedentes del funcionamiento de los motores de dichas embarcaciones que se emplearán para transportar y fijar los diferentes componentes de la instalación.
- La presencia de estructuras flotantes obstaculiza la dinámica litoral mediante la modificación del oleaje y la reducción de la velocidad de las corrientes superficiales que se traduce en una reducción de su capacidad de transporte, poco significativa debido a la actual presencia del PCMG.
- El paisaje recibe un impacto poco significativo dado la existencia actual de instalaciones de jaulas, por lo que no se incluye un nuevo elemento al paisaje, sino que se modifica el existente.

Por tanto, no se prevén efectos significativos sobre los elementos afectados durante la fase de construcción de las instalaciones solicitadas, debido a la corta duración del proceso (tres semanas), a que implicaría a una sola embarcación, a que supone una modificación de las instalaciones ya presentes, y a que la mayoría de las tareas, por el tipo de instalación, se realizarán en tierra.

6.1.2 DE FUNCIONAMIENTO

- Presencia de la instalación. se refiere al impacto originado por la presencia de las diferentes estructuras de la concesión sobre factores como el hidrodinamismo, paisaje, calidad de agua, etc. También se considera asociado a esta acción el impacto relacionado con el desarrollo de las comunidades de *fouling* sobre la instalación.
- Presencia peces estabulados: la mera presencia de los peces en cultivo supone un efecto de atracción sobre depredadores y reclamo sobre otras comunidades ícticas.
- Uso de medicamentos y productos químicos: se refiere a la posible contaminación de las comunidades y cadenas tróficas, debido a la utilización de antibióticos usados para el tratamiento de enfermedades en los cultivos y otros productos químicos (ej. pinturas antifouling) en las tareas de mantenimiento.
- Vertido particulado (Acción directa): corresponde al vertido de los excedentes de alimento (pienso y carnada) que no son consumidos y al vertido de heces en forma particulada que sedimentan sobre las comunidades biológicas presentes en los fondos marinos. Es un vertido directo de clara componente vertical.
- Vertido disuelto (Acción difusa): se refiere al vertido de sustancias disueltas en la columna de agua, tanto de forma directa (excreción de amonio), como indirecta, relativa a los procesos de lixiviación y remineralización a partir de la materia orgánica particulada. En su transporte domina la componente horizontal.
- Tráfico de embarcaciones. Se refiere a los efectos producidos por el tráfico de embarcaciones que se realizará a diario para la alimentación de los peces y mantenimiento de la instalación.
- Consumo de alimento, relativo a los efectos sobre la sostenibilidad del recurso por consumo directo de carnada en el caso de atunes y por el indirecto por la posible explotación de caladeros con destino a la fabricación de piensos.
- Tareas de mantenimiento. Se refiere a los efectos del vertido accidental u ocasional de cualquier tipo de residuos sólidos (*fouling*, basuras, etc.), relacionado con las tareas de supervisión, reparación y mantenimiento de las estructuras de la instalación.

6.2 DESCRIPCIÓN DE LOS FACTORES AMBIENTALES SUSCEPTIBLES DE RECIBIR IMPACTOS

Aquí se definen todos los elementos del medio físico, biótico, perceptivo y socioeconómico que puedan verse afectados por los impactos originados por las diferentes acciones. No se consideran aquí todas las comunidades biológicas descritas en el inventario, sino sólo aquellas localizadas dentro del área de influencia de los vertidos del polígono, la cual ha sido establecida de acuerdo a los resultados del estudio de dispersión (Anexo II) basado a su vez en un modelo hidrodinámico de la zona de estudio.

6.2.1 MEDIO FÍSICO

- Dinámica litoral. Se refiere a la posible modificación del oleaje, corrientes o dinámica sedimentaria.
- Calidad del agua. Se refiere a las posibles perturbaciones de los parámetros físico-químicos que caracterizan la calidad del agua.
- Calidad del sedimento. Se refiere a las posibles perturbaciones de la calidad de los sedimentos.
- Calidad del aire. Se refiere a las posibles emisiones de humos y ruidos.

6.2.2 MEDIO BIÓTICO

- Fondos detríticos costeros. Posible impacto sobre las comunidades de fondos blandos profundos, enfangados o no.
- Pradera de *Posidonia oceanica*. Posibles impactos sobre la estructura espacial y biocenosis de la pradera de *Posidonia oceanica*.
- Aves marinas. Posibles interacciones sobre las colonias de aves marinas.
- Comunidades de reptiles y mamíferos marinos. Posibles interacciones sobre estas comunidades presentes en la zona.
- Poblaciones ícticas (otras pesquerías). Referidas a los posibles efectos de sumidero de especies de interés pesquero, o de consumo del recurso para carnada o fabricación de pienso.

- Macrófitos marinos. Posible impacto sobre las comunidades de rocoso presente en la zona.
- Comunidades planctónicas. Posible riesgo de eutrofización de la columna de agua.

6.2.3 MEDIO PERCEPTIVO

- Paisaje. Afección sobre la calidad paisajística de la zona.
- Calidad atmosférica. Se refiere a las posibles alteraciones de la calidad del aire (emisión de humos) y del nivel de ruidos que se originan a partir del tráfico de embarcaciones en la zona.

6.2.4 MEDIO SOCIOECONÓMICO

Se refiere a la influencia de las posibles perturbaciones del medio sobre las diferentes actividades socioeconómicas actualmente presentes en la zona.

- Pesca profesional y deportiva. Posibles perturbaciones sobre la actividad pesquera en sus diferentes acepciones artesanal, profesional y deportiva y sus capturas.
- Actividades náutico deportivas. Posibles modificaciones de la práctica de las actividades subacuáticas por afectación del proyecto sobre aquellas zonas idóneas para la realización de esta actividad.
- Navegación. Posible modificación sobre el tránsito y frecuentación de embarcaciones.
- Socioeconomía. Se refiere a las posibles efectos que puedan afectar a la socioeconomía y población residente o visitante de la zona.
- Patrimonio cultura y arqueológico. Posible influencia del proyecto sobre los Bienes de Interés Cultural y arqueológico presentes en la zona.
- Planificación Territorial. Existencia de posibles interacciones de los emplazamientos propuestos en el proyecto con la planificación urbanística y territorial en la zona. En particular a la futura regeneración de la Bahía de Portman y proyecto de creación del puerto del Gorguel.
- Salud humana. Posibles efectos en la salud humana.

- Cambio climático. Influencia sobre el cambio climático.

6.3 MATRIZ DE IDENTIFICACIÓN DE IMPACTOS

6.3.1 METODOLOGÍA. MATRIZ DE IDENTIFICACIÓN DE IMPACTOS

La matriz de identificación de impactos, se construye enfrentando las acciones definidas anteriormente, y separadas en sus diferentes fases (construcción, funcionamiento y abandono) con los factores del medio o componentes ambientales considerados. La Figura 42 ayuda a determinar estas interacciones y su entorno espacial de influencia. Por su parte la Tabla 6.1 muestra todas la posibles interacciones al tiempo que señala, en base a un código de colores, su relevancia de cara a ser consideradas en la valoración de impactos. De esta forma aparecen en blanco una serie de acciones (filas) y factores (columnas), para las que no se prevé interacción; las casillas de color **verde** indican aquellas interacciones que existen pero que por las características de la instalación o su ubicación, son de menor entidad, por tanto, se consideran irrelevantes para la valoración; por el contrario aquellas casillas señaladas en color **gris**, señalan interacciones que deben ser valoradas por su relevancia en cuanto a la afección ambiental. Varias casillas pueden aparecer enmarcadas por un borde **azul** indicando la existencia de fenómenos de sinergia y/o acumulación sobre un mismo factor ambiental que aconsejan la evaluación conjunta para determinar el grado de deterioro global del mismo. Se evita de esta manera por ejemplo la evaluación independiente de varios impactos que analizados de forma aislada pudieran considerarse compatibles pero cuyo efecto conjunto sea inaceptable.

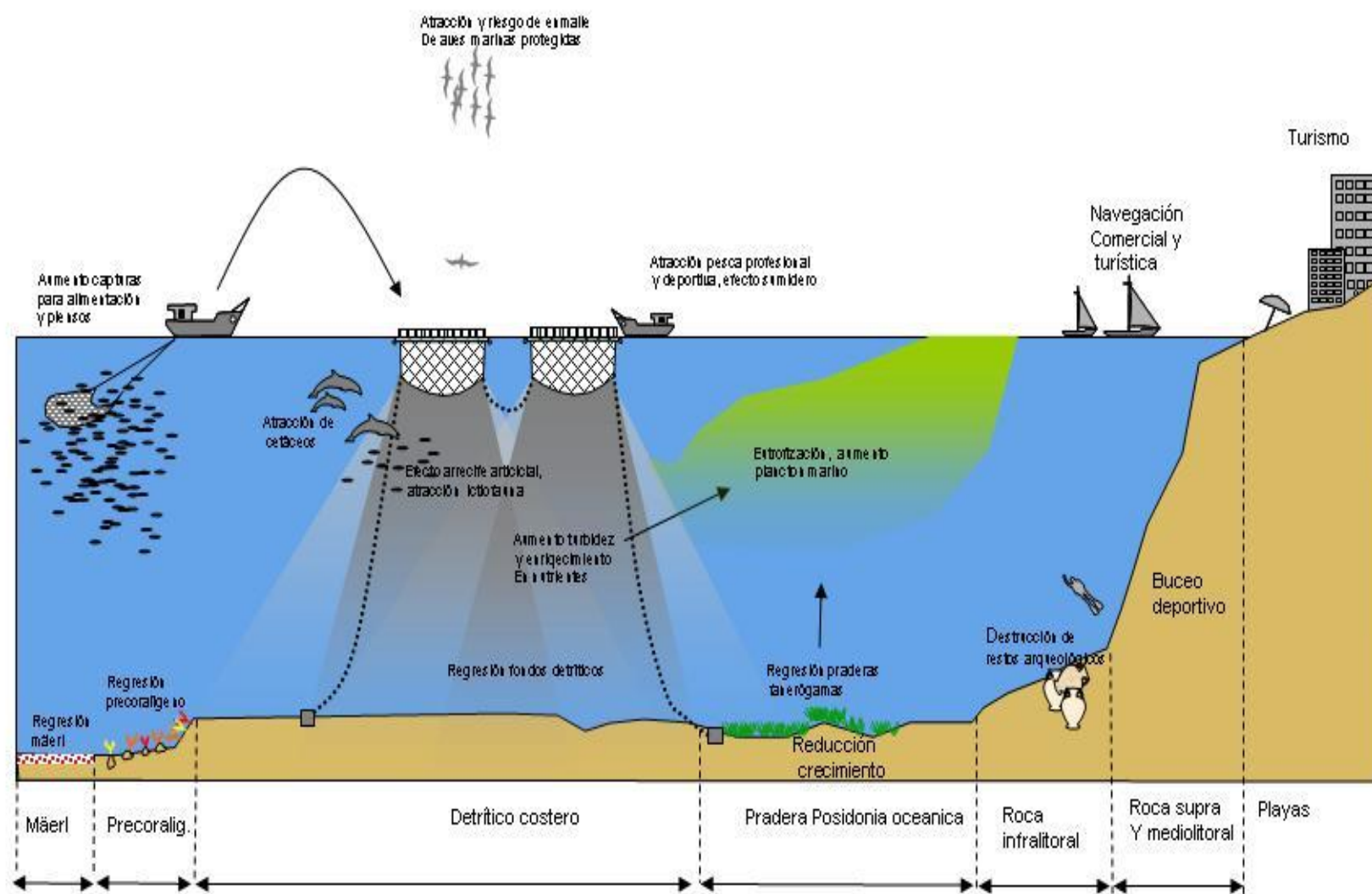


Figura 42: Esquema gráfico de las posibles interacciones e impactos del proyecto.

Tabla 6.1: Matriz de identificación de impactos, el color gris indica impacto significativo, el verde no significativo, los impactos envueltos por un borde azul corresponden a efectos acumulativos y/o sinérgicos que deben ser evaluados de forma conjunta. (*) Correspondencias con RN2000.

MATRIZ DE IDENTIFICACIÓN		M. FÍSICO					MED. BIÓTICO						MED. SOCIOECONÓMICO								
		Dinámica Litoral	Calidad del agua	Calidad del sedimento	Calidad del aire	Cambio climático	Detrítico costero*	Pradera de <i>P. oceanica</i> *	Avifauna marina	Com. Reptiles y Mamíferos marinos*	Poblaciones ícticas (otras pesquerías)	Macrófitos marinos* (Com. Rocoso)	Com. planctónicas	Paisaje	Pesca profesional y Deportiva	Actividades náutico Deportivas	Navegación	Socioeconomía	Patrimonio cultural	Planificación territorial	Salud humana
INSTALA	Infraestructuras marinas. (Jaulas)																				
	Tráfico de embarcaciones																				
FUNCIONAMIENTO	Presencia de la instalación																				
	Presencia de los peces estabulados									8							7				
	Uso medicamentos y prod. químicos																				
	Vertido particulado (Alim. + Defec.)		1	2			3					6	5								
	Vertido disuelto (Excr./lixiv.)						4														
	Tráfico de embarcaciones				9	9															
	Consumo alimento																				
	Tareas de mantenimiento																				
	Desmantelamiento																				
El color gris indica impacto relevante para la valoración de impactos																					
El color verde indica impacto irrelevante para la valoración de impactos																					
El borde azul indica efectos acumulativos o sinérgicos que son valorados conjuntamente																					

6.3.2 DESCRIPCIÓN DE LA MATRIZ DE IDENTIFICACIÓN DE IMPACTOS

- Las tareas relativas al traslado, montaje e instalación de las nuevas jaulas de Lebeche Gorguel, constituyen la única acción inicial del proyecto. Se considera que ninguno de los elementos del medio se verá afectado de forma relevante por estas actuaciones debido a que el proceso de instalación se prevé con una duración breve de tres semanas, con la participación de una única embarcación y a que el ensamblado de la jaula ocurre en puerto. Debido a su temporalidad, distancia a costa y dada su escasa entidad de estas acciones se ha considerado como no relevantes (verde). Lo mismo ocurre en la fase de desmantelamiento donde, pese a que se señalan, estos efectos serán positivos, permitiendo que se vuelva a la situación actual transcurrido un tiempo más o menos largo.
- La potencial presencia de restos arqueológicos ha sido descartada en base al inventario de yacimientos, además la ampliación solicitada no implica la modificación de la actual concesión de dominio. Tampoco la disposición de muertos y amarres sobre el lecho marino es una acción que pudiera afectar a los yacimientos enterrados, por ello se ha descartado este impacto como significativo.
- La presencia física de la instalación implica la fricción y ralentización del flujo de corrientes con el paño de red lo que puede ocasionar un aumento de la tasas de sedimentación bajo las jaulas. Su incidencia sobre la calidad del agua y sedimento, la dinámica litoral y las biocenosis de fondos detríticos costeros se considera no significativa (verde). Adicionalmente las corrientes intensas producen el garreo de las cadenas y cabos, esto es; el barrido sobre el fondo marino del tramo de cadena sobrante, así dimensionada de cara a temporales y oleajes. Se trata de un efecto muy localizado y que hasta la fecha no ha evidenciado que produzca un gran deterioro sobre la calidad del fondo o del bentos, el cual, como se ha mencionado, se encuentra afectado por los vertidos de Portman, por lo que se ha considerado como no relevante (verde).

Las estructuras flotantes como los aros de flotadores, barandillas, etc suponen un importante atractivo como posadero para las aves, no tanto para las aves marinas propiamente dichas como para limícolas y zancudas (correlimos, garcetas, etc.) que sólo se aventuran mar adentro gracias a su existencia. Este impacto debiera valorarse de forma conjunta con el efecto de atracción para las aves que la presencia de peces estabulados provoca ya que si uno supone el posadero, el otro es el reclamo. Es un caso de efectos sinérgicos (borde azul). No obstante en el caso de la atracción de determinadas aves marinas como gaviotas, cormoranes o pardelas este posible impacto aún se daría sin la

existencia de estructuras que sirvieran como posadero. En cualquier caso, no se prevén cambios en el número de jaulas presentes, sino cambio en el volumen de las mismas, por tanto, no va a provocar una mayor afluencia de aves respecto a la situación actual del polígono, por lo que no se considera significativo (verde). Lo mismo ocurre con el efecto “arrecife” sobre las poblaciones ícticas locales y su atracción por el uso del vertido particulado como nuevo recurso trófico para los peces, y, a su vez, de éstos sobre los mamíferos marinos. No parece probable que los cambios estructurales propuestos vayan a suponer un incremento en el efecto final respecto a la situación actual.

- La calidad del agua se va a ver afectada por diferentes acciones, siendo la más destacable el vertido disuelto de una gran cantidad de amonio procedente de la excreción de los peces. A éste habrá de sumarse el procedente de la remineralización del nitrógeno y fósforo por actividad microbiana de la materia orgánica tanto del detritus en suspensión como de la sedimentada en los fondos. Parte de la materia orgánica contenida en heces y alimento puede lixiviar e incorporarse a la fracción disuelta. La fracción del vertido particulado equivalente a detritus tendrá incidencia en parámetros como la turbidez y sólidos en suspensión. Finalmente existe el vertido de tóxicos y microcontaminantes procedentes de los tratamientos antifouling, tratamientos sanitarios y fugas de hidrocarburos y aceites procedentes de los motores y depósitos de combustible. El deterioro global que va a sufrir la calidad de agua va a ser el resultado de la suma de todos estos vertidos y sus sinergias, motivo por el que este efecto ha sido considerado como acumulativo (borde azul) y significativo (gris). Se incluye aquí al riesgo de incumplimiento de los objetivos de calidad para la masa de agua determinados por la DMA y DMEM, ya que en este caso el riesgo se fundamenta en el deterioro de indicadores de calidad vinculados a la calidad del agua.
- El deterioro de la calidad del agua y sobre todo su enriquecimiento en las fracciones nitrogenada y fósforo pueden tener un radio de alcance considerable, de manera que algunas comunidades biológicas ubicadas dentro de su influencia pueden verse afectadas. Es el caso de las comunidades planctónicas (gris), macrófitos y de las praderas de P. oceanica (gris), en este último caso se trata además de un hábitat prioritario.
- Las comunidades de fondos detríticos y el sedimento mismo van a recibir el aporte del vertido orgánico particulado y de sólidos en suspensión procedentes de las defecaciones de los peces y de los restos del alimento no consumido. Al impacto de este vertido debe sumarse el de tóxicos (metales y microcontaminantes) y terapéuticos (antibióticos y biocidas). Se trata de un

efecto acumulativo que debe ser evaluado (gris).

- La presencia de las instalaciones podría alterar la calidad visual del paisaje, pero este efecto se ha considerado como irrelevante debido a que el polígono ya existe y la ampliación solicitada sólo incorpora algunas jaulas sin modificar de forma apreciable el paisaje existente (verde).
- Como no se van a modificar los límites de las actuales concesiones no se van a alterar el tráfico de embarcaciones deportivas, pesqueras o comerciales.
- Por idénticos motivos la pesca profesional y deportiva, no verán afectados sus actuales caladeros, sí podrían verse afectadas por el incremento de nutrientes en suspensión, pero se ha considerado irrelevante (verde) debido a lo puntual que resulta este efecto y a que ya se ha valorado como relevante el efecto atrayente de la pesca en la acción directa del vertido.
- Sobre el tráfico de embarcaciones, el único impacto que se prevé sería la calidad del agua derivados de los desplazamientos y maniobras de las embarcaciones que se emplearán en la fase de construcción, consistentes en el vertido accidental de hidrocarburos y aceites procedentes del funcionamiento de los motores de las embarcaciones. Debido al carácter puntual de estas acciones, el reducido número de embarcaciones empleadas y la corta duración de las operaciones, este impacto es de tan baja intensidad y sus posibles efectos sobre la calidad del agua son de carácter temporal. Por lo tanto no se ha tenido en cuenta este tipo de impacto. Sí se ha incluido el impacto de la quema de combustibles para el tráfico, sobre la calidad del aire y sobre el cambio climático. En ambos casos se considera también de poca entidad, pero para hacer constar su consideración se trata como significativo. Tampoco el riesgo de impacto y colisión con cetáceos o tortugas se considera significativo, ya que hasta la fecha no se ha constatado ningún problema de este tipo en la zona.
- Las tareas de mantenimiento, en el mar son las derivadas de cambios de bolsillos de red, elementos de anclaje, cabos, boyas, etc., pues lo referente a la reparación de redes y otros elementos se hace en las instalaciones de tierra. El desprendimiento de organismos fijados a dichas estructuras puede caer al fondo y perjudicar a la calidad del sedimento y a la columna de agua, debido a un aporte extra de nutrientes. Se considera no significativo (verde).
- Los medicamentos y otros productos químicos procedentes de las pinturas y tratamientos fitosanitarios, podrían acabar depositándose en el fondo, y con ello, afectando a la calidad del sedimento así como a las comunidades presentes bajo las instalaciones.

- Consumo de piensos: diversos estudios señalan la posibilidad de que la pesca para la producción de harinas de pescado que posteriormente se utilizan para producir el pienso requiera un mayor número de ejemplares pescados que ejemplares comerciales se producen. Este desequilibrio podría afectar de manera aditiva a las poblaciones naturales de peces. Se considera un impacto netamente diferente del conjunto de acciones agrupadas para evaluar las comunidades ícticas locales pues en este caso el impacto se verificaría sobre otros caladeros.
- El aumento de las emisiones de CO₂ derivadas del incremento de producción por la necesidad de un mayor número de viajes para los despesques, o del mayor consumo de pienso, se ha considerado como una repercusión significativa para su evaluación en relación a sus posibles consecuencias en la calidad de la atmósfera y cambio climático.
- Los ingresos económicos y el empleo generado deben también ser considerados, además del afianzamiento y mejora de un “polo acuícola” a nivel nacional constituyen en conjunto un impacto socioeconómico positivo.
- Finalmente respecto a la planificación territorial, el polígono puede interaccionar con el futuro puerto del Gorguel, pero la actual ampliación no va a suponer una modificación de la concesiones actualmente otorgadas y, por tanto, no va a modificar dicha interacción. Respecto a la restauración de la Bahía de Portman, es ésta en todo caso, la que puede influir en el polígono y no al revés.

De esta manera la lista de impactos significativos que deben ser evaluados en relación al presente proyecto de ampliación de la producción del PCMG queda a así:

1. Impacto sobre columna de agua.
2. Impacto sobre calidad del sedimento.
3. Impacto sobre la comunidad de fondos detríticos costeros.
4. Impacto sobre las praderas *Posidonia oceanica*.
5. Impacto sobre las comunidades planctónicas.
6. Impacto sobre las comunidades de macrófitos marinos (Rocoso).
7. Impacto sobre la economía y empleo.
8. Otras pesquerías
9. Impacto sobre la calidad del aire y cambio climático

6.4 CARACTERIZACIÓN/EVALUACIÓN DE IMPACTOS

6.4.1 Introducción

Una vez identificados y agrupados los impactos se procede a su descripción, caracterización y evaluación. Se ha preferido abordar todas estas etapas de manera conjunta para obtener una mejor perspectiva global del impacto y evitar que el análisis quede fragmentado entre los diferentes capítulos.

Para efectuar la valoración de la magnitud, es decir la cantidad de recurso afectado y el grado de deterioro, se han seleccionado diferentes indicadores y, para cada uno de éstos, un método de evaluación de impacto apropiado. Para varios impactos se ha considerado que el uso de un modelo numérico de dispersión es la herramienta idónea de valoración. Estos modelos permiten anticipar con detalle la extensión de la zona afectada por el impacto, el grado de deterioro basado en las concentraciones de las variables indicadores seleccionadas, y considerar posibles efectos acumulativos y/o sinérgicos no sólo entre varias fracciones del vertido sino también respecto a otros focos de vertido distintos a la acuicultura (ej. emisarios desaladoras, etc.). También permite analizar escenarios de reducción de vertido y así evaluar correctamente la eficacia de las medidas correctoras propuestas.

La caracterización de los impactos se ha efectuado de forma conjunta para las diversas alternativas ya que la única diferencia sería en la magnitud y extensión. Conviene recordar que se está analizando un proyecto de ampliación de producción, de manera que el estado cero o preoperacional corresponde al nivel actual de explotación y que la magnitud del cambio debe evaluarse en relación al agravamiento o aparición de nuevos impactos. En la posterior descripción y evaluación de cada impacto, se dan las claves lógicas que han servido para dicha caracterización.

6.4.2 Impacto sobre la columna de agua

DESCRIPCIÓN DEL IMPACTO: la calidad del agua puede resultar alterada por el efecto conjunto de diferentes acciones del proyecto (ver Tabla Error: no se encontró el origen de la referencia), siendo la más destacable el incremento del vertido disuelto de una gran cantidad de amonio procedente de la excreción de los peces. A éste habrá de sumarse el procedente de la remineralización del nitrógeno y fósforo por actividad microbiana de la materia orgánica procedente, tanto del detritus en suspensión, como de la sedimentada en los fondos. Parte de la materia orgánica contenida en heces y alimento puede lixiviar e incorporarse a la fracción disuelta (aspecto ya contemplado en la cuantificación del vertido).

Por su parte la fracción del vertido particulado equivalente a detritus tendrá incidencia en parámetros como la turbidez y sólidos en suspensión. Finalmente, existe el vertido de tóxicos y microcontaminantes procedentes de los tratamientos antifouling (Ej. Cu), tratamientos sanitarios (Ej. flumequina) y fugas de hidrocarburos y aceites procedentes de los motores y depósitos de combustible. El deterioro global que va a sufrir la calidad de agua va a ser el resultado de la suma de todos estos vertidos y sus sinergias, motivo por el que este efecto ha sido considerado en la tabla Error: no se encontró el origen de la referencia como acumulativo (borde azul) y significativo (gris). Se incluye aquí el riesgo de incumplimiento de los objetivos de calidad para la masa de agua, determinados por la Directiva Marco del Agua (DMA) y Directiva Marco sobre la Estrategia Marina (DMEM), ya que en este caso el riesgo se fundamenta en el deterioro de indicadores de calidad vinculados a la calidad del agua como el nivel de clorofila y partículas en suspensión.

CARACTERIZACIÓN E INCIDENCIA DEL IMPACTO: para todas las alternativas se trataría de un impacto negativo provocado por el vertido directo de sustancias disueltas (amonio) y el indirecto a través de la remineralización del vertido orgánico particulado. Presenta un carácter acumulativo con las otras instalaciones de acuicultura del PCMG. Ocurre principalmente durante las labores de alimentación por lo que será de naturaleza periódica, aunque sus efectos aparecen de forma inmediata dada la rapidez de los procesos de dilución en mar abierto y por este mismo motivo el área de influencia es extensa. Sus efectos son temporales pues, como se ha documentado, es rápidamente asimilado por las comunidades planctónicas, así mismo las tasas de dilución del medio le confieren escasa persistencia (horas) y su recuperabilidad es muy alta en el plazo de sólo unos días de acuerdo a la tasa de renovación de la masa de agua. Existen medidas correctoras que pueden disminuir aún más su incidencia.

MAGNITUD

La cantidad de vertido disuelto fue estimada en el apartado 3.5.1 de cuantificación de los vertidos. Como se comentó entonces, la magnitud del impacto viene determinada no tanto por la cantidad de vertido anual, como por su máxima intensidad, ya que éste no acontece de manera uniforme a lo largo del ciclo productivo. Los resultados de dichas estimas tanto para atún, como para lubina se presentan nuevamente aquí. (figuras 43 y 44). Como se observa, estas estimas tienen en cuenta no sólo el vertido disuelto procedente de la excreción si no también la fracción lixiviada derivada del vertido particulado.

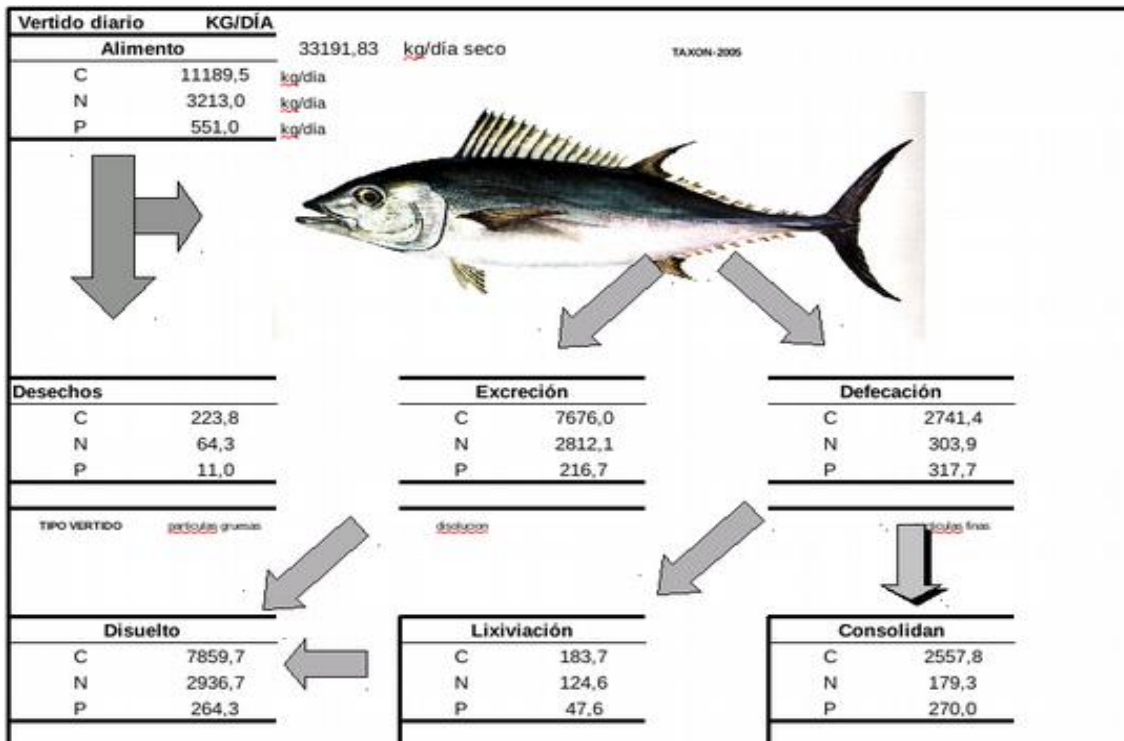


Figura 43: Estimaciones del vertido máximo diario para la producción de 2000 t de atún (*Thunnus thynnus*) y una tasa de alimentación de 5,8% diario, especificado según fracciones disueltas, particulada y lixiviada.

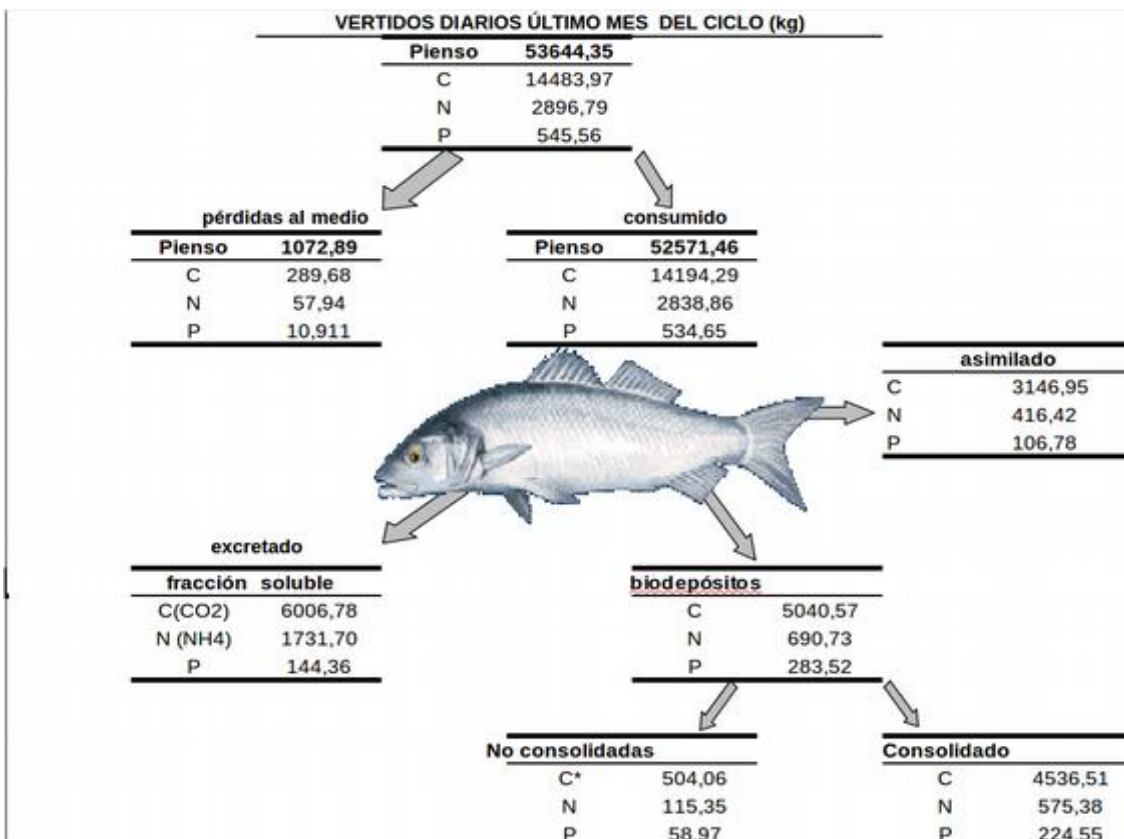


Figura 44: Estimaciones del vertido máximo diario para la producción anual de 4000 t de Lubina. El vertido de cada jaula será una fracción de éste en función de la proporcionalidad entre biomazas. Para su uso en el documento estos datos se han escalado de acuerdo al nivel de producción de la alternativa considerada.

Estos datos se han utilizado para alimentar el modelo de dispersión y generar una predicción mediante modelos de dispersión que el aumento pudiera suponer para cada alternativa (ver ANEXO III para una descripción de este modelo). Además se ha analizado el resultado de la información histórica disponible a partir de los PVA del PCMG.

a) Datos experimentales de los PVA

En la actualidad, la contaminación de los fondos marinos con estériles mineros no tiene reflejo en la calidad físico-química de la columna de agua. Los datos disponibles en la zona (TAXON, 2017) indican una temperatura media de 19,4°C con máximos de 28°C y mínimas de 13,4°C, una salinidad media de 37,2 psu, pH 8,1, turbidez 2,2 NTU y 7,49 mg/l de oxígeno disuelto. Los valores de nutrientes se presentan en la tabla 6.2:

Tabla 6.2: Evolución durante 2017 de los principales nutrientes en la Cala del Gorguel y en el propio PCMG

Nombre	fecha	Amonio mg/l	Fosfatos mg/l	Fósforo total mg/l	Nitratos mg/l	Nitritos mg/l	Nitrógeno Kjeldahl mgN/l	Nitrogeno total mg/l	Silicato mg/l
Gorguel	2017-03-21	<0,5 (0,0335)	<0,01 (0)	<0,4 (0,081)	1,9055	<0,005 (0,0022)	<2,5 (2,055)	<2,51 (0,4305)	35
Gorguel	2017-06-15	<0,5 (0,1495)	<0,01 (0,0023)		2,1402	<0,005 (8e-04)	<2,5 (1,12)	<2,51 (0,4835)	37
PCMG	2017-03-21	<0,5 (0,0425)	<0,01 (0)	<0,4 (0,001)	1,93	<0,005 (0,0027)	<2,5 (2,225)	<2,51 (0,436)	122
PCMG	2017-06-15	<0,5 (0,1555)	<0,01 (0,0014)		2,139	<0,005 (6e-04)	<2,5 (1,12)	<2,51 (0,483)	0,04

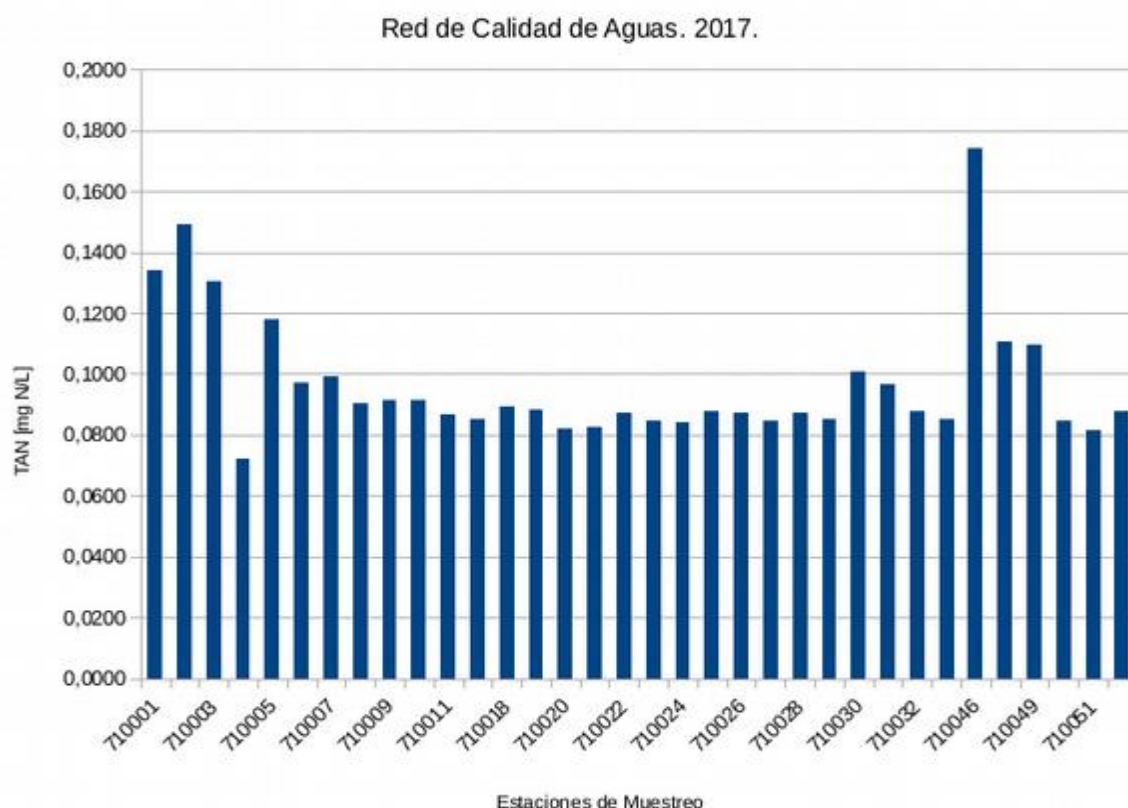
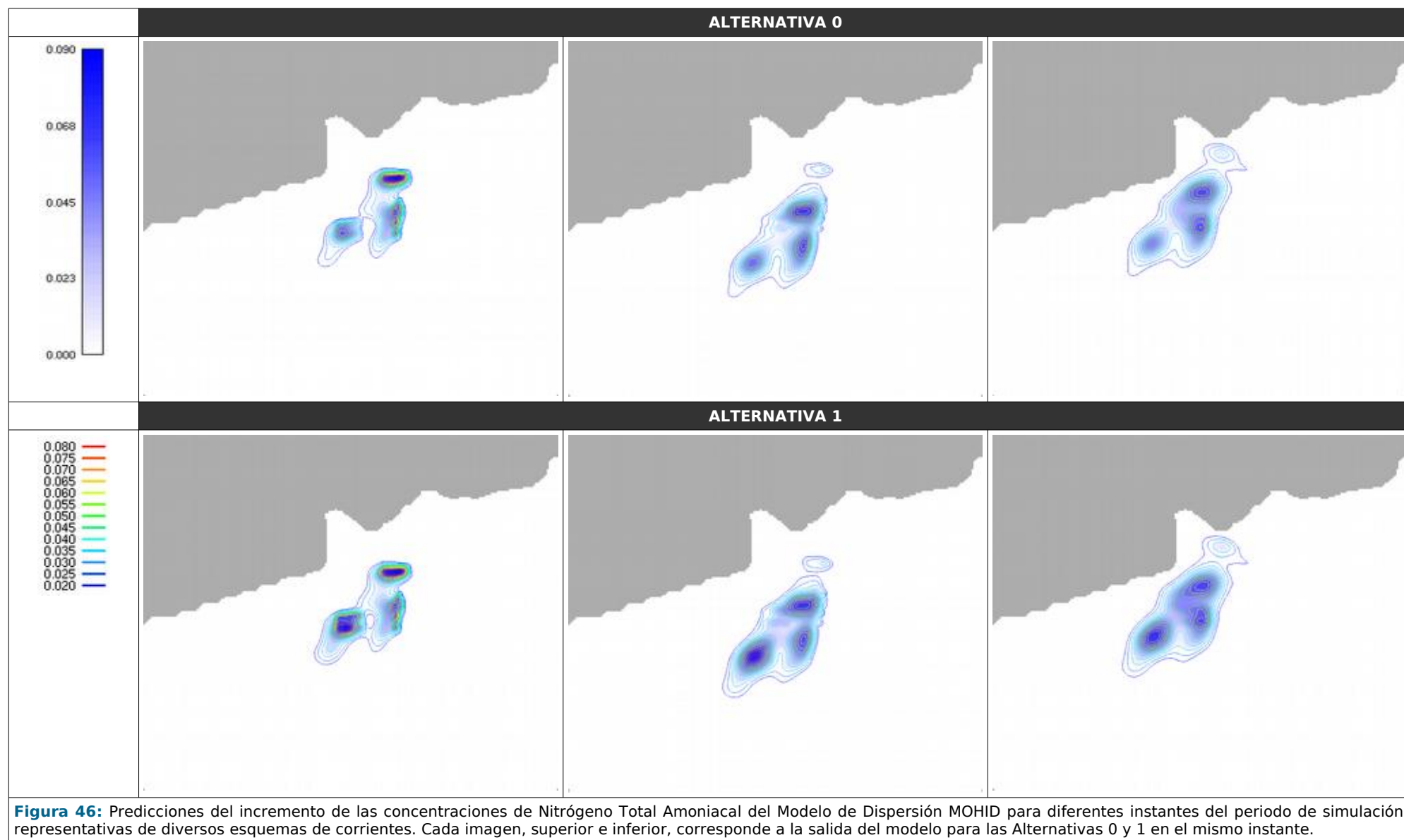


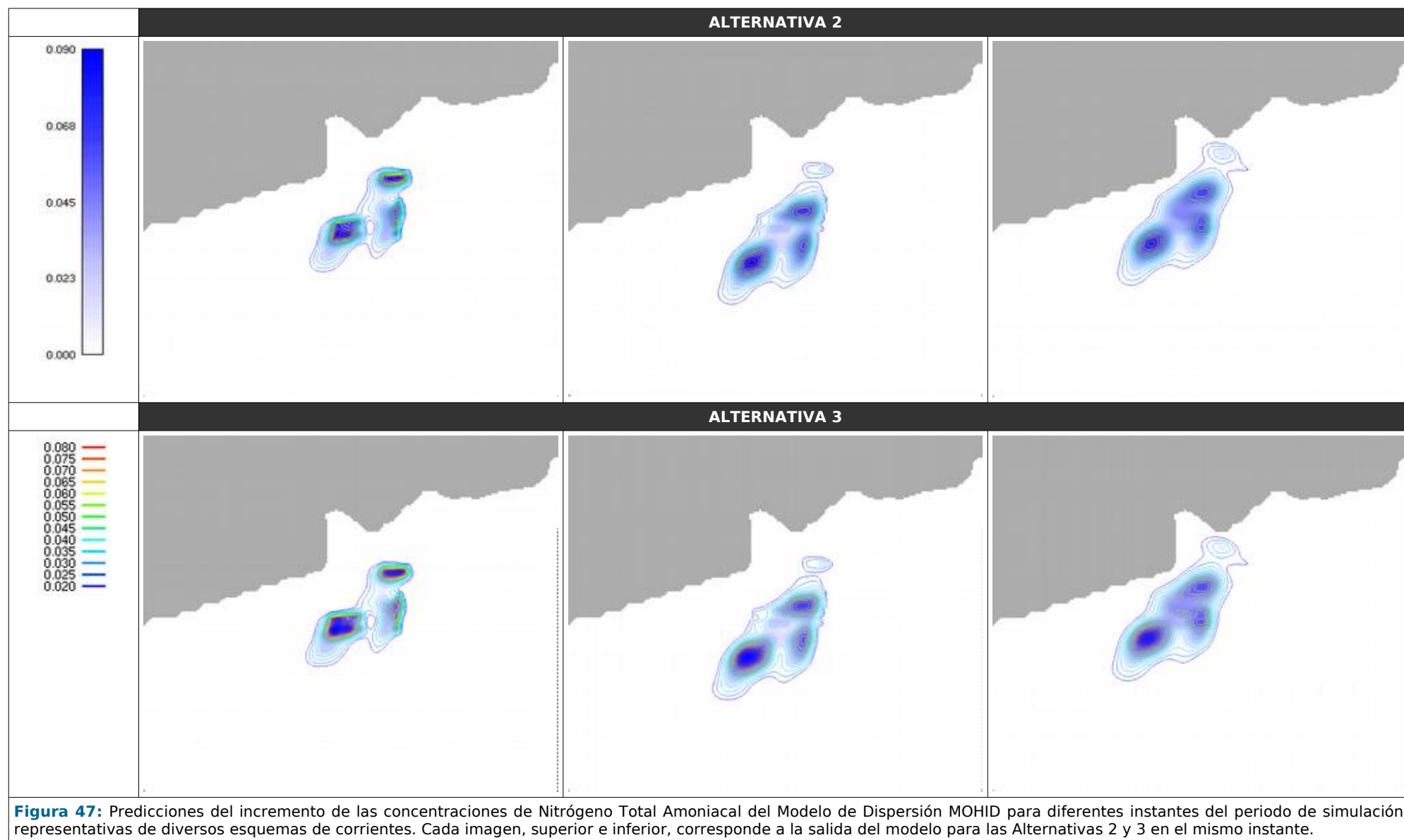
Figura 45: Datos de Nitrógeno Amoniacal obtenidos del muestreo del SERVICIO PARA EL DISEÑO Y DESARROLLO DE UNA RED DE CONTROL Y VIGILANCIA DE LA CALIDAD DE LAS AGUAS LITORALES PARA EL SEGUIMIENTO DEL ESTADO DE LAS MASAS DE AGUA COSTERAS EN LA REGIÓN DE MURCIA 2016-2018

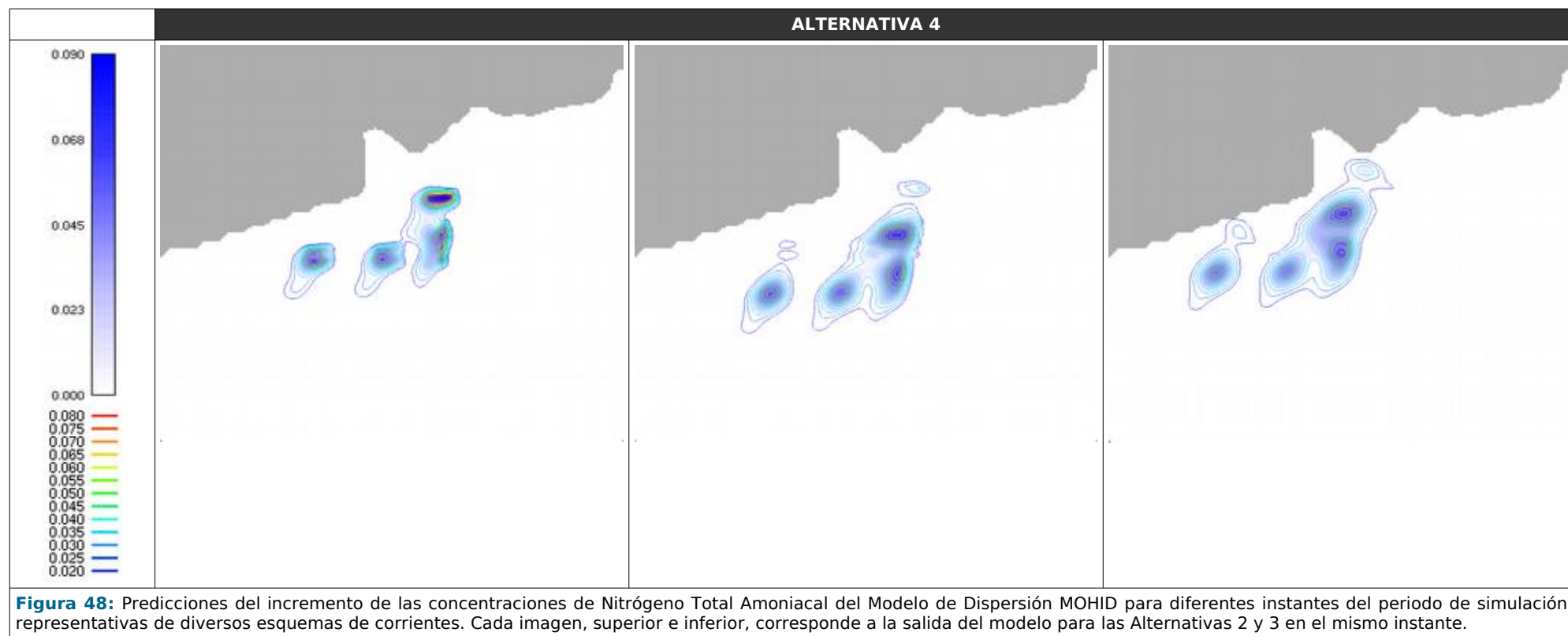
Los valores de clorofila_a que es el parámetro de referencia para evaluar la masa de agua, están por debajo de 0,5 mg/m³. En conjunto estos indican que el PCMG no está modificando hasta la fecha los valores de calidad de la masa de agua afectada, aún cuando de forma local sí pueda verse afectada en la zona de dilución inicial del vertido.

b) RESULTADOS DE LOS MODELOS DE DISPERSIÓN

Se ha ejecutado una simulación de la dispersión del vertido disuelto, para cada una de las alternativas contempladas, así como para la situación de partida (Alternativa 0). Estos datos permiten predecir el alcance de la pluma de dispersión así como la concentración de la misma. En el Anexo III se describe como se ha realizado la implementación del modelo numérico desde los diferentes dominios de estudio, condiciones de frontera y la validación de datos de campo frente a resultados del modelo. Estos resultados se han obtenido a partir de una simulación con régimen variable de corrientes obtenido del fondeo de un correntímetro en el momento de máxima biomasa de cultivo establecida para todas las jaulas del PCMG. En las figuras 46, 47 y 48 se muestran diferentes salidas del modelo MOHID para las concentraciones de nitrógeno total amoniacal en cada una de las alternativas estudiadas.







Además la Figura 49 muestra la concentración de nitrógeno amoniacal en la pluma de dispersión a lo largo de lo que sería un transecto en el eje E-O con el centro en la instalación de Piscifactorías del Mediterráneo (A), la jaula más próxima a tierra de Caladeros del Mediterráneo (B) y centro en la instalación de Lebeche Gorguel (C). El transecto muestra unos valores máximos para la alternativa III de máxima producción de (A) 0,13, (B) 0,14 y (C) 0,10 mg-N/L en el centro de la instalación que descienden de forma exponencial para alcanzar los niveles basales del medio a unos 400 m de distancia desde este centro, y unos 100 m desde la última jaula. Valores de 0,17 mg-N/L han sido detectados dentro del rango de variación natural de las masas de agua en las costas de la Región de Murcia (ver figura 45).

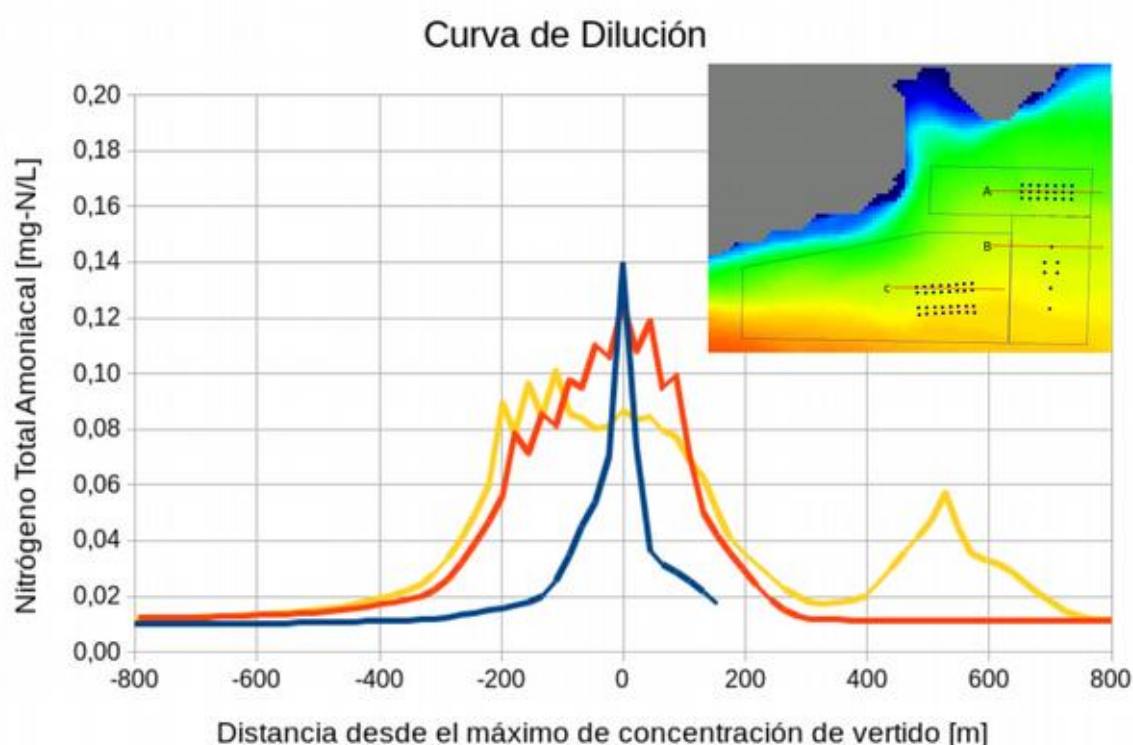


Figura 49. Perfil de dilución de Nt Amoniacal para tres transectos cuyos centros (0m) coinciden con las jaulas donde se produce la máxima concentración de vertido en la columna de agua, para un instante desfavorable de la dispersión del vertido.

Igualmente estos resultados permiten, de cara a la predicción del impacto en la columna de agua de la solicitud de aumento de producción, anticipar escaso deterioro en relación a los parámetros indicadores de calidad de agua.

Finalmente, en relación a la importancia de la remineralización como aporte de nutrientes al medio se ha comprobado que se trata de un efecto casi simultáneo al vertido de los peces. Varios autores reconocen que la cantidad de amonio que entra a la columna de agua vía remineralización de sedimentos es mucho menor que la que entra directamente en forma disuelta por la excreción y alimentación de los peces. Algunos autores (Gowen *et al.*, 1991) a la hora de evaluar los riesgos de eutrofización

de la columna de agua, consideran esta fuente de vertido prácticamente despreciable (<1%) en comparación con las heces de los animales estabulados y el alimento disuelto. Respecto al fósforo disuelto liberado por remineralización *Enell y Loff* (1983) midieron tasas de 7 y 1,4-2,6 mmol/m²/día en sedimentos marinos anóxicos y oxidados respectivamente frente a tasas de 0,01 y 0,15 en sedimentos sin perturbar.

Valoración

En relación a la magnitud debe calificarse como baja para las tres alternativas que mantienen el número y posición de las jaulas dado que se aprecia la drástica reducción de las concentraciones de vertido a valores no significativos a escasos 100 m de las jaulas. Bajo la situación actual los datos “in situ” no han detectado modificación en la calidad del agua, y las predicciones del modelo ecológico indican que el aumento de producción tampoco las provocará (ver figuras 46 y 47), no obstante, la alternativa 4 consiste en una ampliación del número de jaulas, por lo que la producción de 4000t anuales está más repartida y las concentraciones máximas son más bajas que las de la alternativa 3, con igual producción pero la mitad de jaulas (Magnitudes → 0,30 - 0,35 - 0,40 - 0,35 respectivamente para las alternativas 1, 2, 3 y 4).

6.4.3 Impacto sobre la calidad del sedimento

DESCRIPCIÓN:

Sin duda, uno de los impactos más importantes sobre la calidad del sedimento tendrá lugar por la sedimentación y acumulación de los restos orgánicos macroscópicos procedentes de las deyecciones de los peces (*pellets*), restos de alimento no consumido y de las bajas en casos de mala gestión. Además del aumento de materia orgánica, la calidad del sedimento puede verse afectada en otras propiedades físicas. La descomposición microbiana de estos restos orgánicos implicará un elevado consumo de oxígeno que en casos extremos puede derivar en fenómenos de anoxia y predominio del metabolismo anaerobio. Los subproductos de este metabolismo son moléculas químicamente reducidas en forma de gases de sulfhídrico (SH₂) y metano (CH₄), dióxido de carbono (CO₂), que, en casos extremos, llegan a burbujear y, a su vez, inducen cambios en el pH. La evaluación del efecto conjunto de todos estos cambios precisa del conocimiento de la distribución espacial de la tasa de vertido a lo largo de la zona de influencia de cada jaula, y de la capacidad de asimilación del sedimento local.

El uso de medicamentos y productos tóxicos también afectará a la calidad del sedimento. En el apartado 3.6.5 se presentó una estima de la cantidad de vertido anual de metales a partir de su contenido en los piensos de alimentación y en el apartado 3.4.2 los datos disponibles sobre el uso de sustancias antibióticas. En ambos casos el

patrón de distribución sobre el fondo marino será análogo al de las heces y restos de piensos pues estas sustancias se administran incorporadas a los piensos y son vertidas con las heces. La concentración será mucho menor que la de C en la materia orgánica pues se trata de elementos trazas. Estudios realizados en Escocia encontraron sedimentos severamente contaminados por metales en un área de 30 m alrededor de jaulas de salmón, pero las condiciones de confinamiento y baja dispersión de los fiordos escoceses no son extrapolables a la zona de estudio, como tampoco lo es el tipo de cultivo y la intensidad de sus tratamientos veterinarios. Las implicaciones ecológicas de esta posible contaminación no son totalmente conocidas, por ejemplo, altas concentraciones en sedimento no implican su incorporación a la cadena trófica, ya que su biodisponibilidad es menor bajo condiciones anóxicas, en cambio la resuspensión del sedimento favorecería su entrada a la cadena trófica.

También la granulometría puede verse afectada no sólo por la deposición del vertido particulado de las instalaciones sino por el aumento de la tasa de sedimentación de materiales en suspensión asociado al efecto de frenado de las jaulas sobre las corrientes marinas naturales. La pérdida de velocidad al pasar por sucesivos paños de red es acumulativa. Se ha estimado que la reducción de velocidad puede ser del 14% al pasar por la primera jaula, del 43% en la segunda y del 57% en la tercera. A consecuencia de esa reducción, el flujo del agua se descarga de las fracciones más pesadas de materiales en suspensión que hasta entonces transportaba y que, granulométricamente, corresponden con la fracción de materiales finos. Gran parte de este material es reincorporado a la columna debido al aumento de velocidad que, como contrapartida al efecto de frenado, experimenta el flujo de agua desviado por los lados y fondo del bolsillo de red (Figura 50). El resto acaba sedimentando sobre el fondo.

Finalmente la presencia de los amarres, cabos, muertos de anclaje y paños de red de las jaulas, favorecerá la captación de larvas y propágulos reproductores de diferentes especies animales y vegetales, que con el tiempo desarrollarán una comunidad característica presente en todo tipo de superficies instaladas de forma artificial en el medio acuático, conocida con el nombre de *fouling*. En las instalaciones de cultivos marinos, el desarrollo de este tipo de comunidades se ve favorecido por el incremento de la concentración de nutrientes y material orgánico particulado, que propicia el crecimiento de especies filtradoras y suspensívoras (moluscos, esponjas, ascidias, cirrípedos, briozoos y algas oportunistas de crecimiento rápido). Gran parte de estos organismos acaban desprendiéndose de sus soportes y sedimentando sobre el fondo. Habitualmente la tasa de desprendimiento es progresiva a medida que se acumule la biomasa de organismos colonizadores sobre las estructuras pero siempre poco relevante en relación al vertido global. Sin embargo, en ocasiones este desprendimiento es masivo, como tras los temporales o el cambio de bolsillos de red. La estimación de la biomasa acumulada de fouling en el conjunto de los paños de red

del PCMG realizada en el apartado 3.6.2 era de unas 4 t. Al tratarse de partículas de tamaño considerable, la zona del fondo marino sobre la que sedimenten será muy restringida en relación al resto de partículas orgánicas emitidas y podría asimilarse al de la fracción gruesa de restos de pienso. A falta de una limpieza y mantenimiento correctos, será un impacto que acontecerá de manera periódica e irregular (tras temporales). Tras un tiempo el exceso de materia orgánica será asimilado por el bentos.

MAGNITUD E INTENSIDAD DEL IMPACTO:

Hasta el momento, tras diez años de seguimiento ambiental de los fondos bajo las jaulas del PCMG, los resultados del PVA muestran en realidad una disminución en el porcentaje de materiales finos, aunque ésta no se traduce en diferencias significativas en la composición granulométrica cuando se analiza la interacción entre zonas impacto-control y años (situación actual - situación preoperacional) (Figura 62).

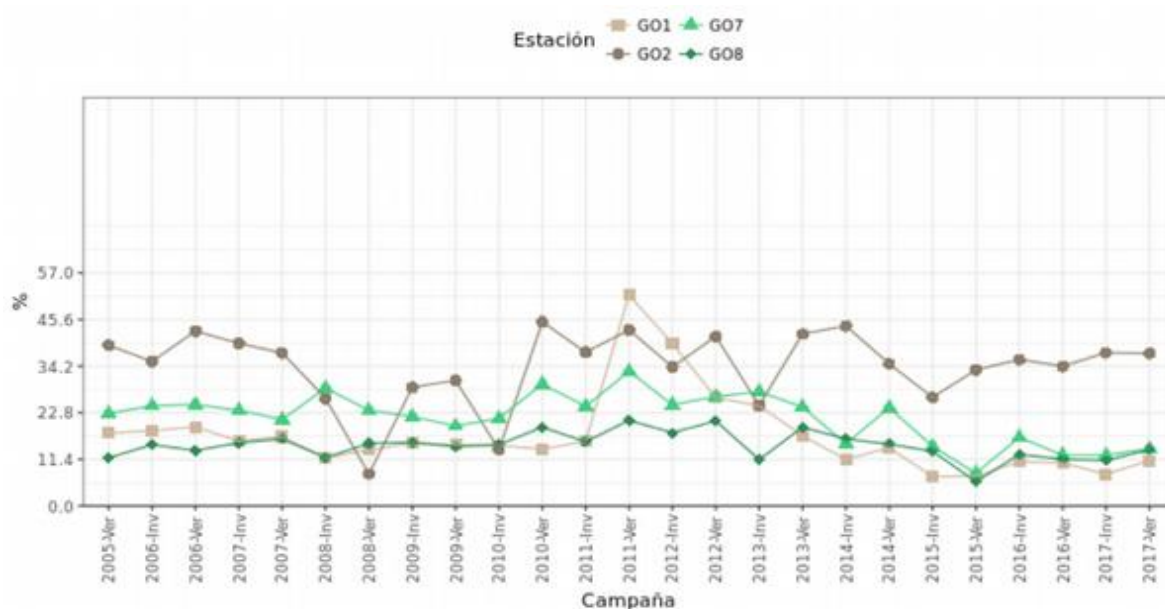


Figura 50: Representación gráfica de la evolución del contenido de materiales finos (%) en el sedimento de los fondos de las concesiones desde el comienzo del PVA en 2005 hasta los muestreos de finales de 2017.

Tampoco la evolución de la materia orgánica bajo las jaulas, ofrece un patrón claro y, hasta la fecha, los valores son muy similares a los existentes en la zona antes de la instalación del PCMG (Figura 51) aunque con una importante fluctuación interanual e interzonal. Sólo la Parcela D parece en los últimos tres años estar experimentando un enriquecimiento en materia orgánica notable.

No obstante la inspección visual de los fondos ha detectado en ocasiones fenómenos de anoxia y aparición de tapices bacterianos de *Beggiatoa sp.* por el momento de carácter local y esporádico.

La interpretación que se da a estos resultados dentro de los PVA no es que no se produzca enriquecimiento, si no que el carácter un tanto cíclico de la producción y consiguiente vertido de desechos, con mínimos durante el alevinaje permite un cierto efecto “barbecho” y, de forma un tanto irregular pero ciertamente decisiva, el efecto batiente del oleaje sobre los fondos tras los eventos de temporal intenso. Además todo este vertido por el momento no parece superar la capacidad de asimilación de las comunidades bentónica asentadas sobre él. De manera que los resultados de los PVA hasta la fecha indican que se está dentro de la capacidad de carga del sistema.



Figura 51: Representación gráfica de la evolución del contenido de materia orgánica (%) en el sedimento de los fondos de las concesiones desde el comienzo del PVA en 2005 hasta los muestreos de finales de 2017.

Como en el caso de la calidad del agua, los resultados de los PVA se han complementado y contrastado con los de un estudio de dispersión lagrangiano de los vertidos orgánicos generados por las instalaciones bajo la situación actualmente legalizada (estado cero) y bajo las 4 alternativas planteadas.

La ejecución de estos modelos es compleja y requiere de un apartado específico que es desarrollado como anexo independiente al presente documento, en este caso como ANEXO III.

El modelo realiza una estima de la tasa de sedimentación de materia orgánica ($\text{gCm}^{-2}\text{día}^{-1}$) en cada cuadrícula de la zona de estudio. El resultado final de todo este proceso se presenta como un mapa de la tasa de sedimentación de materia orgánica que identifica la huella (“foot-print”) sobre el sedimento, considerando interacciones entre jaulas y el efecto de una corriente variable en dirección e intensidad, tomada de datos reales del correntímetro fondeado.

Las tasas de sedimentación obtenidas por el modelo han considerado el efecto de la fauna nectobentónica sobre el proceso de enriquecimiento orgánico. Se sabe que las granjas acuícolas aumentan la densidad de ciertas especies ícticas salvajes, en su entorno, las cuales son capaces de consumir entre el 40-80% de los excedentes de alimentación (Vita *et al.*, 2004; Felsing *et al.*, 2005). Estudios locales elevan la acción de la ictiofauna hasta el 86,7% (Piedecausa, 2010) y revelando la existencia de una completa comunidad compuesta tanto por especies pelágicas como bentónicas y demersales (*Mullus surmuleus*, *Litognathus mormyrus*, etc.). Estudios experimentales con mújoles (*Mugil cephalus*) demostraron que la acción de las comunidades ícticas asociadas no sólo reduce la carga orgánica en sedimentos sino, al remover el sustrato, mejoran la oxigenación y la resuspensión. Para el modelo utilizado en este estudio se ha considerado una estima muy conservativa de eliminación de hasta el 20% del pienso no consumido por parte de la ictiofauna, para acercar los resultados a valores realistas.

En las figuras 53, 54, 55, 56 y 57 se muestran los resultados de la tasa de sedimentación estimada según el modelo de dispersión particulado en $\text{gCm}^{-2}\text{día}^{-1}$.

Sobre el impacto que estas tasas de sedimentación suponen “de facto” sobre la calidad del sedimento, algunos autores han propuesto una escala genérica (en realidad un nomograma) según la cual tasas de sedimentación por encima de $10 \text{ gCm}^{-2}\text{día}^{-1}$ suponen fenómenos de anoxia constante, redox $<-250 \text{ mV}$ y pH por debajo de 6, mientras que tasas entre $5-10 \text{ gCm}^{-2}\text{día}^{-1}$ corresponderían a fondos caracterizado por una hipoxia severa y entre $2-5 \text{ gCm}^{-2}\text{día}^{-1}$ moderada (Hargrave, 2008). Para resultados entre 1 y $2 \text{ gCm}^{-2}\text{día}^{-1}$, este autor, establece una situación transitoria de baja afección, quedando calificada como normal aquellas zonas con tasas de sedimentación por debajo de $1 \text{ gCm}^{-2}\text{día}^{-1}$.

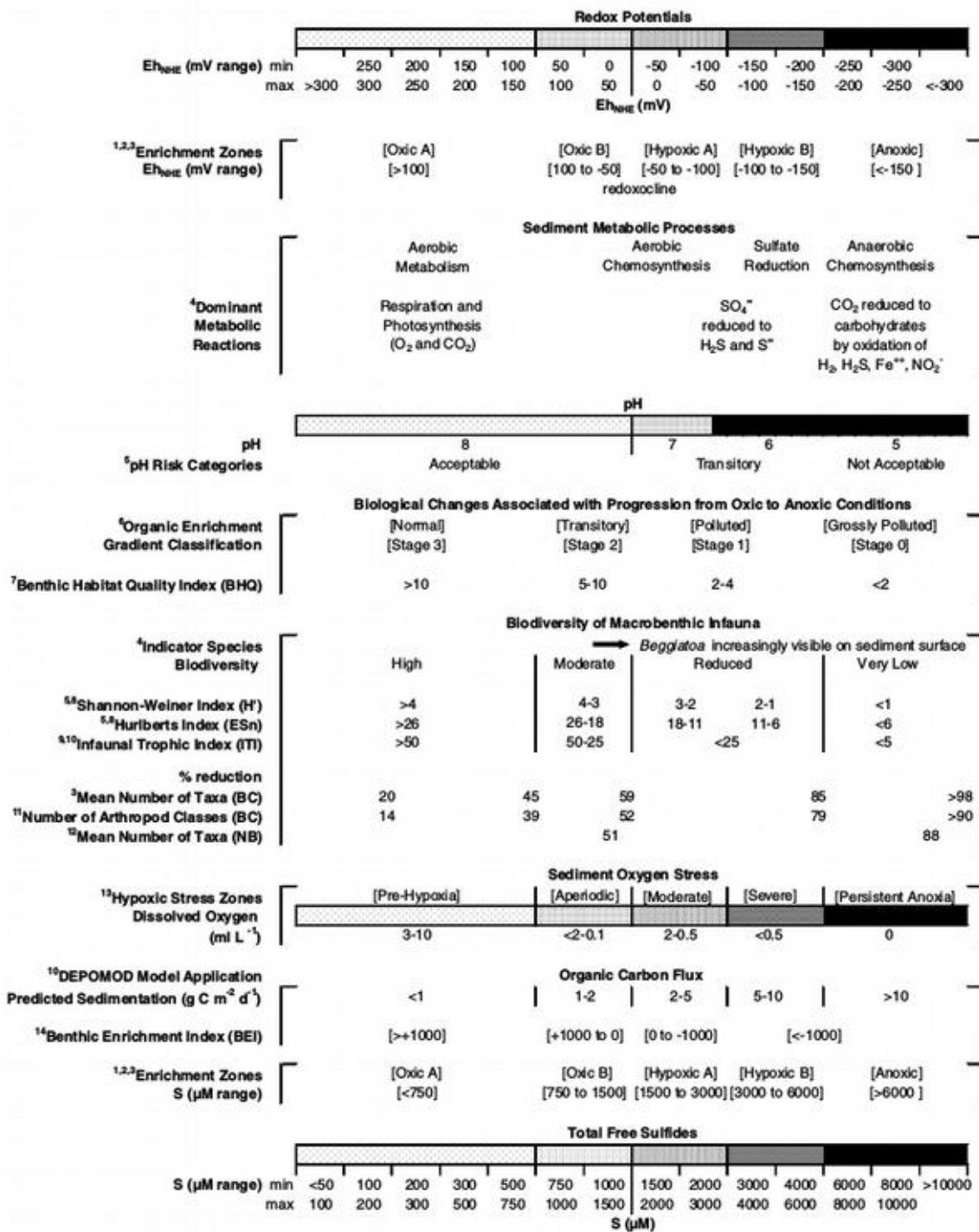


Figura 52. Relación entre diferentes variables e índices asociados a la calidad del bentos marino (Hargrave et al., 2008).

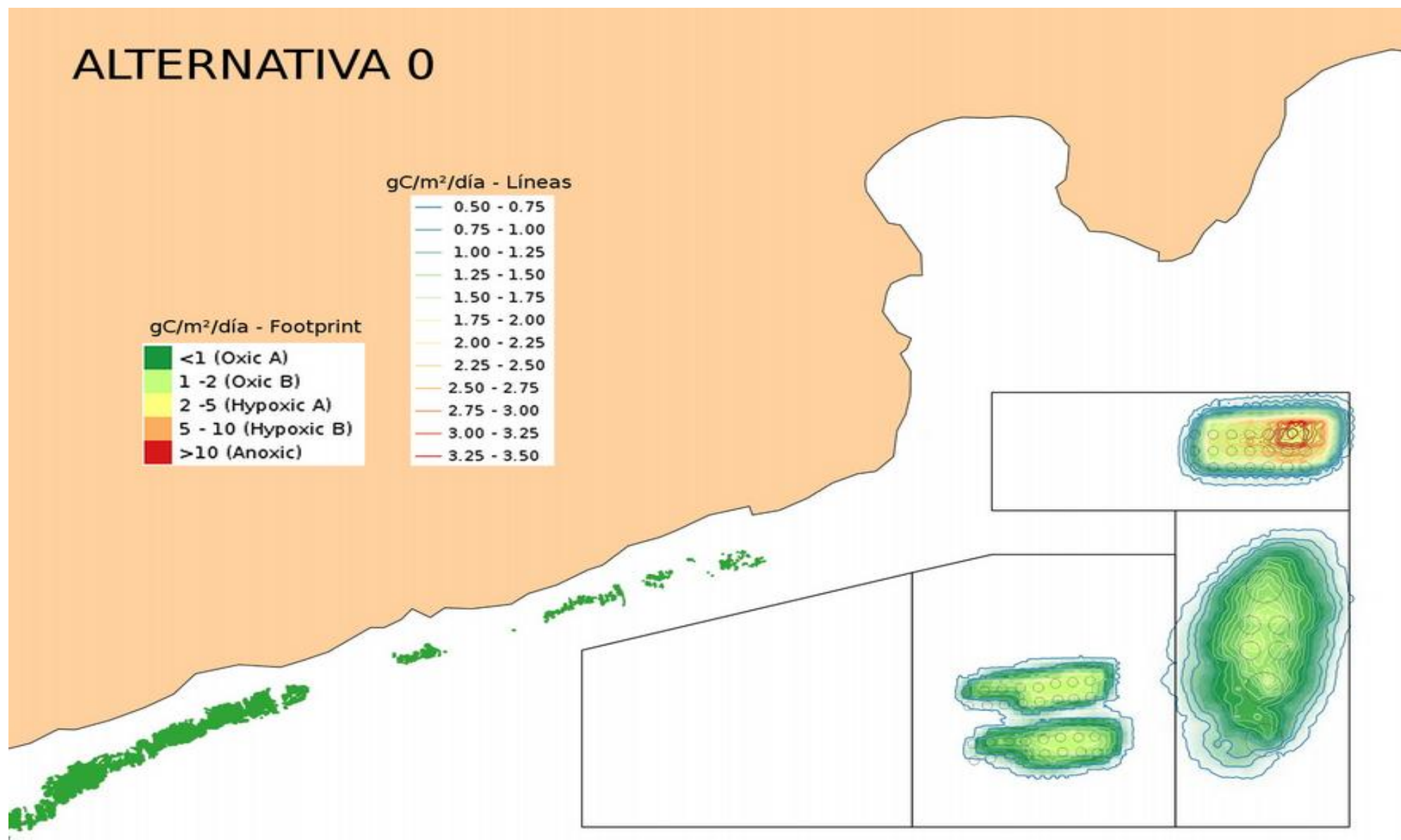


Figura 53: Resultados del modelo de dispersión del vertido particulado expresados como tasa de sedimentación de C sobre el fondo marino (gC/m²/día). Escala de color según la relación propuesta por Hargrave (2008). Resultados para la situación actual (Alternativa 0).

ALTERNATIVA 1

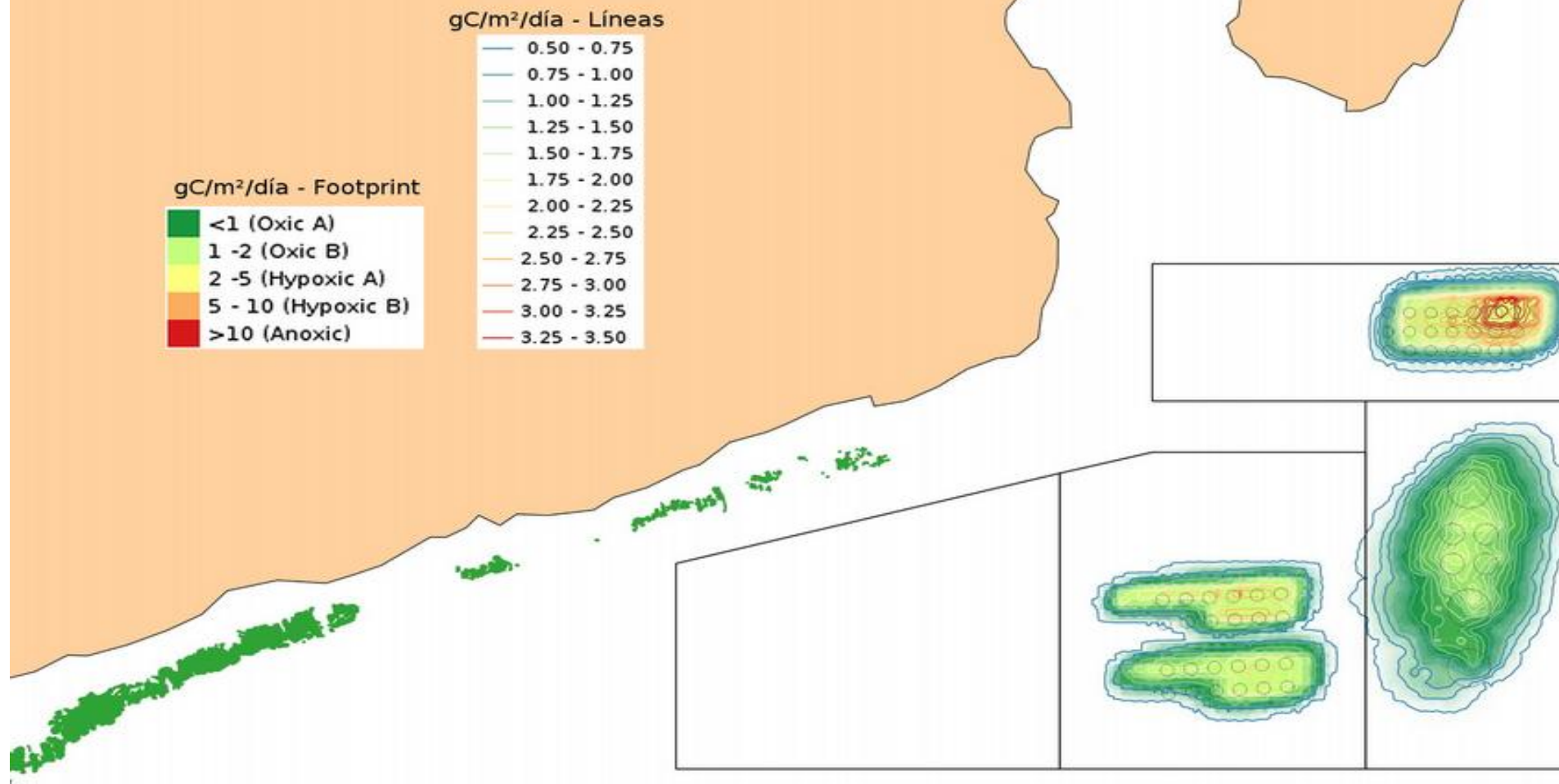


Figura 54: Resultados del modelo de dispersión del vertido particulado expresados como tasa de sedimentación de C sobre el fondo marino (gC/m²/día). Escala de color según la relación propuesta por Hargrave (2008). Resultados para la situación actual (Alternativa 1).

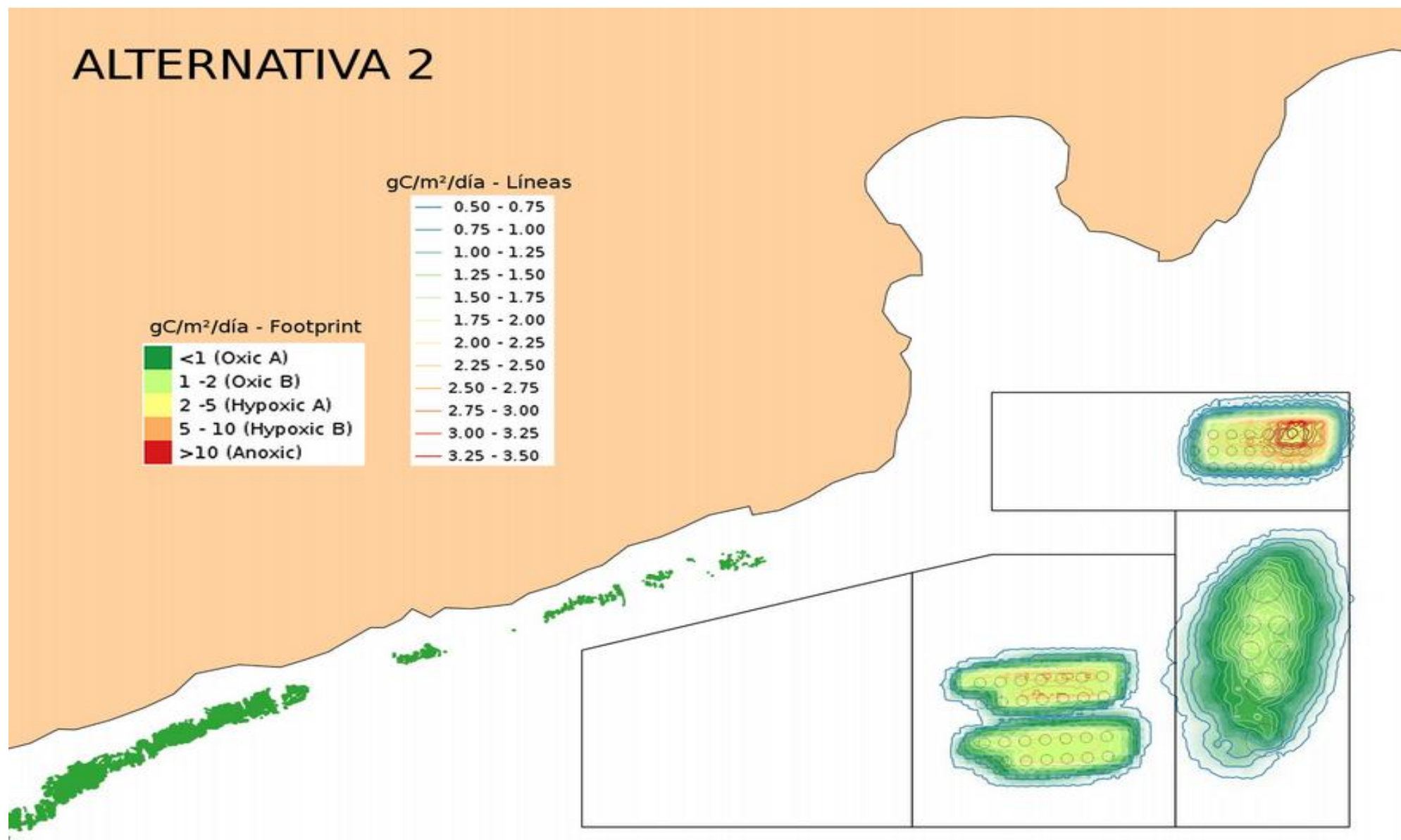


Figura 55: Resultados del modelo de dispersión del vertido particulado expresados como tasa de sedimentación de C sobre el fondo marino (gC/m²/día). Escala de color según la relación propuesta por Hargrave (2008). Resultados para la situación actual (Alternativa 2).

ALTERNATIVA 3

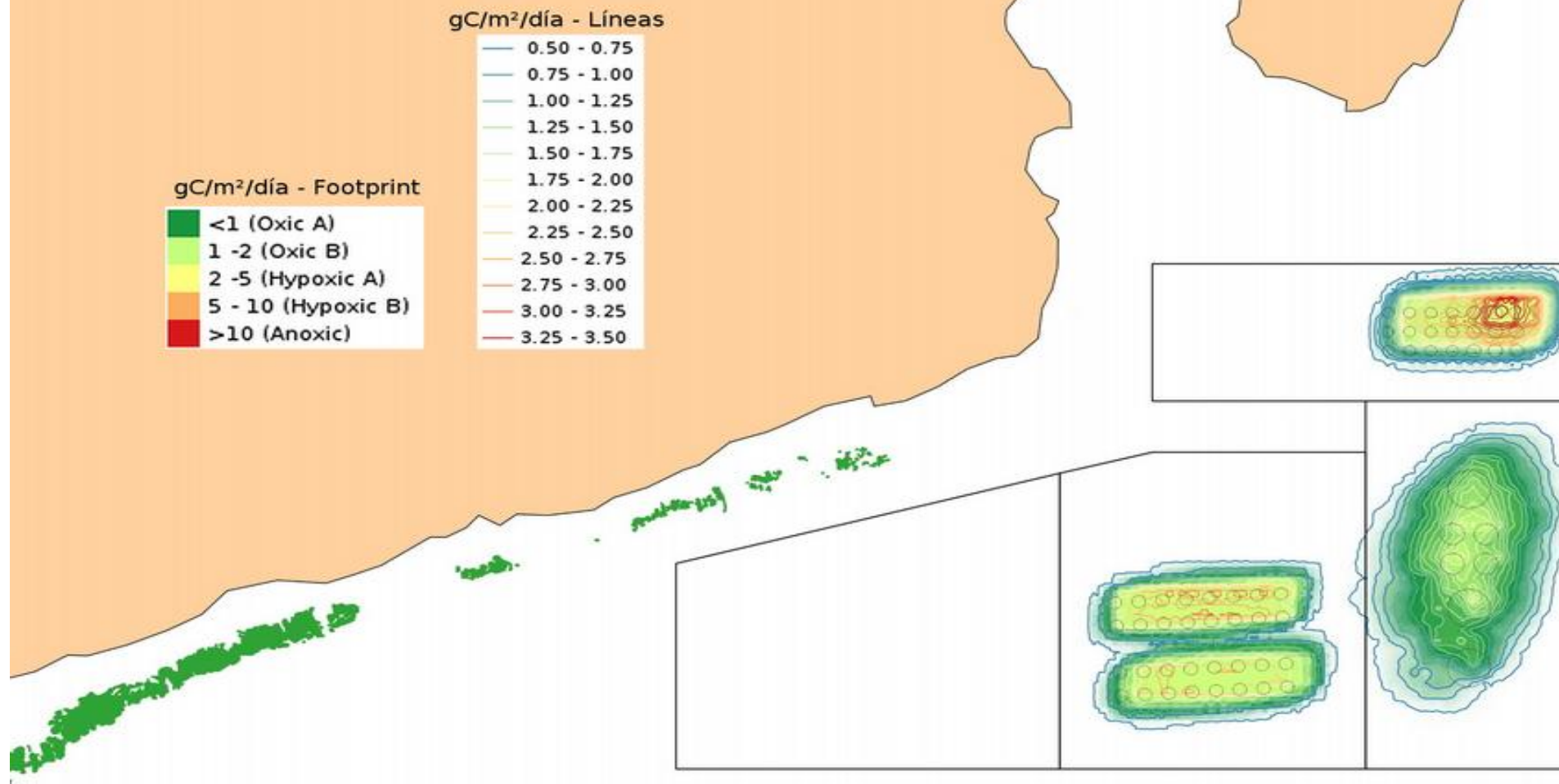


Figura 56: Resultados del modelo de dispersión del vertido particulado expresados como tasa de sedimentación de C sobre el fondo marino (gC/m²/día). Escala de color según la relación propuesta por Hargrave (2008). Resultados para la situación actual (Alternativa 3).

ALTERNATIVA 4

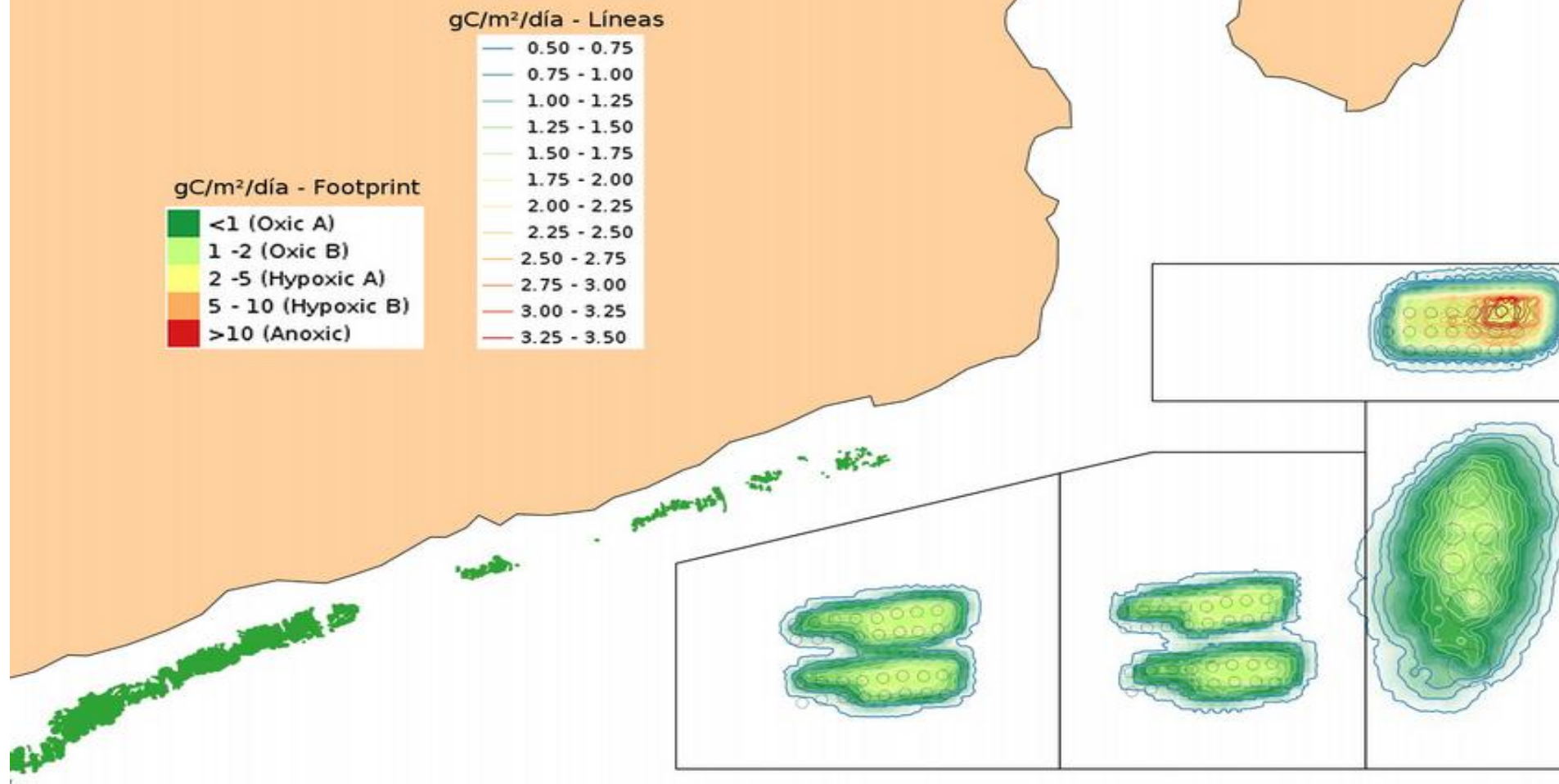
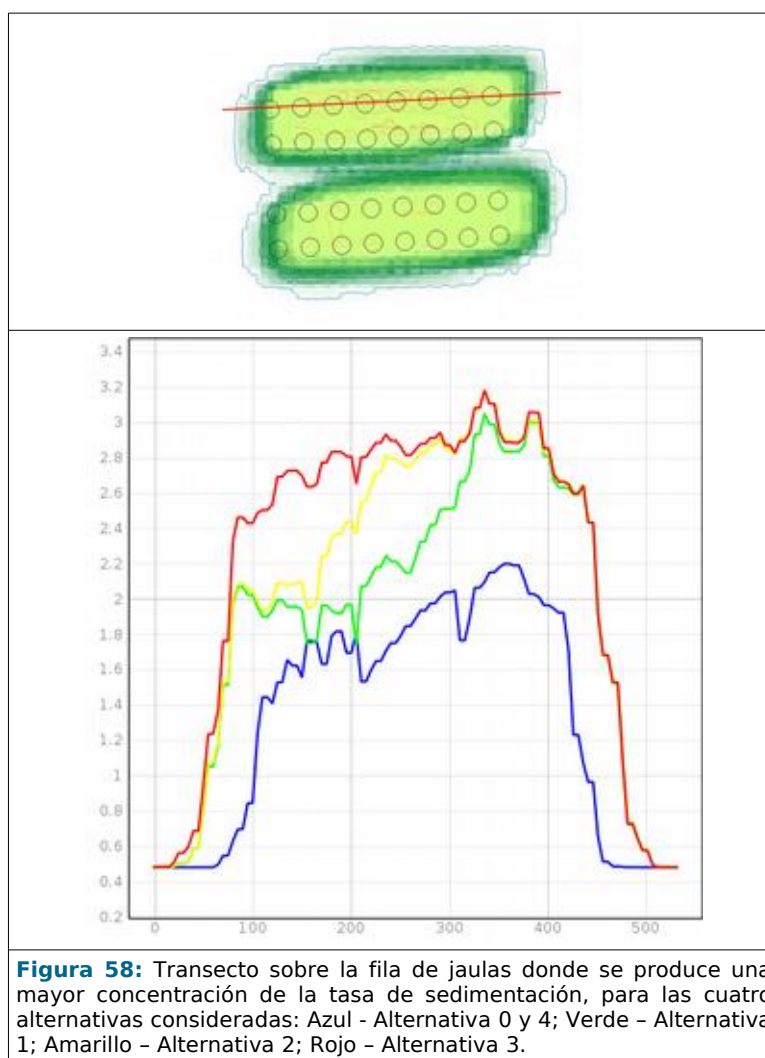


Figura 57: Resultados del modelo de dispersión del vertido particulado expresados como tasa de sedimentación de C sobre el fondo marino (gC/m²/día). Escala de color según la relación propuesta por Hargrave (2008). Resultados para la situación actual (Alternativa 4).

A efectos de la afección por parte de las tasas de sedimentación de materia orgánica particulada, los resultados del modelo muestran valores que en ningún caso superan los 3,19 gC/m²/día bajo las jaulas:

Alternativa	Tasas sedimentación máxima (gC/m ² /día)
0	2,48
1	3,06
2	3,19
3	3,19
4	2,48

En todos los casos, según los resultados del modelo, se obtiene una situación muy puntual exactamente bajo las jaulas de afección “moderada”, pasando en los primeros 20 m a una situación de transición (Oxic B) según la escala propuesta por Hargrave (2008). Tal y como ha sido comentado, a aproximadamente 90-100 m del límite de jaulas, se obtiene un estado “normal” , incluido el caso de la alternativa 3 de máxima ampliación (4000 t). La alternativa 4 presenta tasas de sedimentación similares a la situación actual (Alt 0) gracias a que la producción se divide en un mayor número de jaulas, sin embargo, la superficie afectada por el vertido es el doble.



De esta forma, los resultados del modelo resultan acordes con la calibración realizada (ver apartado 11.4 CALIBRACIÓN DEL MODELO DE DISPERSIÓN) con datos reales de sedimentación obtenidos mediante trampas de sedimentación (ver Tabla 11.3: Resultados del experimento de calibración del modelo, para cada una de las trampas colocadas.).

Los resultados de tasas de sedimentación, tanto en las trampas de sedimentación como en el modelo lagrangiano simulado, tienen una buena correlación lineal (figuras 88 y 89). Así como, la relación entre las tasas de sedimentación de las trampas con las concentraciones de sulfuros determinadas en el sedimento adyacente (ver figuras 59 y 60). El hecho de que el modelo sobre estime las tasas, está provocado porque el modelo tiene en cuenta las partículas que retira la ictiofauna local, sin embargo, no tiene en cuenta las cantidades que la fauna bentónica retira una vez sedimentadas, en cualquier caso, esta diferencia es coherente con el principio de precaución, y permite una valoración del impacto más conservadora.

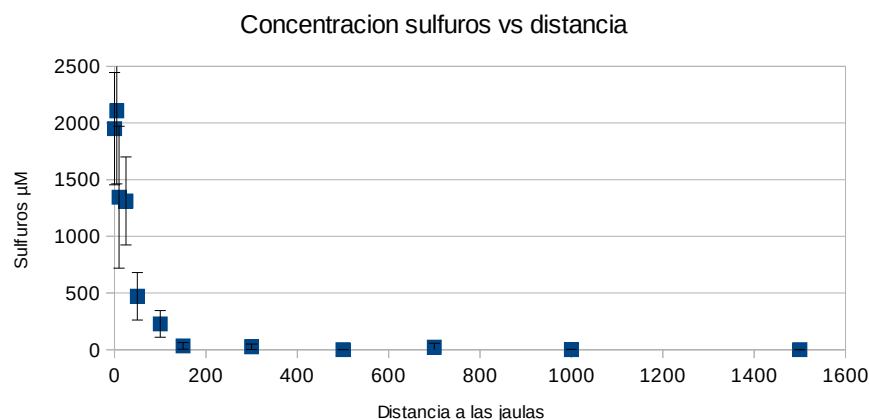


Figura 59: Concentración de sulfuros en el sedimento adyacente a la posición de las trampas de sedimentación ordenado según distancia al punto de vertido

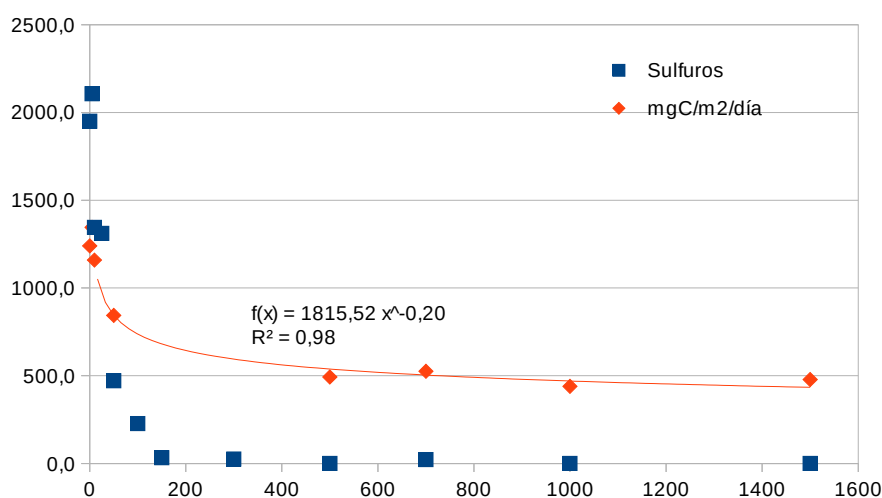


Figura 60: Tasas de sedimentación recogidas por las trampas en función de la distancia al punto de vertido.

De esta forma, los resultados del modelo resultan acordes con los obtenidos en el estudio mediante trampas de sedimentación (ver Tabla 11.2: Dominio geográfico y resolución del modelo de calibración y módulos empleados para dicha simulación.) Estos resultados de las trampas muestran una situación de transición (Hipóxico A) en los puntos bajo las jaulas (2,48 – 3,19 gC/m²/día), mientras que a los 70 m de distancia, la tasa de sedimentación decrece alcanzándose situaciones de normalidad según la escala establecida por Hargrave (2008).

Tabla 6.3: Límites de clase de calidad del sedimento según las categorías de Hardgrave (2010) obtenidas a partir de la regresión experimental establecida en la figura 95.

Clase	Sulfuros μM	Tasa de sedimentación gC/m2/día	
Oxic A	<750 μM	0	1
Oxic B	750-1500 μM	1	2
Hipoxico A	1500-3000 μM	2	4
Hipoxico B	3000-6000 μM	4	7
Anoxico	>6000 μM	7	--

Tabla 6.4: Últimos valores registrados en invierno de 2017 de materia orgánica (%) y potencial REDOX en sedimento dentro del PVA del PCM-Gorguel.

Parámetro	ZONA IMPACTO		ZONA CONTROL	
	GO1	GO2	GO7	GO8
Mat Org. (%)	0,61	1,32	1,05	0,71
Redox (mV)	-33	-135	-98	-73

CARACTERIZACIÓN Y VALORACIÓN DEL IMPACTO

Como conclusión a la acción combinada de todos estos efectos (acumulativo) puede decirse que según el modelo de dispersión de partículas, si consideramos que la zona impactada está entre las clases “Hipóxico A” y “Anóxico”, el área de impacto se circunscribe al entorno inmediato de las jaulas en un radio de unos 70-95 m (parcial), dentro del cual resulta esperable un sedimento moderadamente enriquecido en MO y en menor medida por metales (Cu), caracterizado por el predominio de un metabolismo prehipóxico (transición) que en la zona bajo las jaulas que puede derivar hacia hipóxico-moderado y, de manera esporádica, hipóxico-severo a consecuencia de fenómenos de desprendimiento masivo fouling o durante las fases terminales del ciclo de producción o de una mala gestión de la alimentación. El sedimento se recupera de estas sobrecargas gracias al descanso durante las fases iniciales de los sucesivos ciclos de cultivo y por la acción del oleaje (periódico). En la alternativa 4 la extensión afectada es justo el doble de la actual aunque menos concentrada que las alternativas 1, 2 y 3, por tanto, no se observan diferencias significativas en la intensidad de este impacto en relación a la situación actual y a la ampliación solicitada. Aunque el impacto es persistente y permanente, pues la materia orgánica sedimentada permanece tras el cese del vertido, se considera reversible a medio plazo gracias a las tasas de asimilación. La recuperación puede durar varios años. Existen determinadas medidas correctoras que pueden rebajar su intensidad.

Valorando el impacto según el grado de deterioro, podemos concluir situaciones similares en todas las alternativas, pues según todos los resultados analizados (modelo, trampas, PVA), de forma general, nos encontramos ante una situación basal que cuenta

con un estado alterado hipóxico bajo las jaulas, debido a la actividad acuícola actual, y que en una situación de máxima ampliación de la producción y con todas las jaulas a la vez (alternativa 3, 4000 t) provocaría un incremento de la hipoxia localizado bajo las jaulas sin grandes distancias de dispersión.

En relación a la magnitud se califica como baja para las cuatro alternativas de ampliación dado que se aprecia la drástica reducción de tasas de sedimentación de vertido a valores no significativos a escasos 100 m de las jaulas. (Figuras 53, 54, 55 y 56) (Magnitudes → 0,30 - 0,36 - 0,40 - 0,36 para cada alternativa).

Con todo esto, no se estima un impacto importante respecto a la situación actual del sustrato bajo jaulas por parte del incremento de producción en ninguna de las alternativas planteadas en este trabajo.

6.4.4 Deterioro de la comunidad de detrítico costero

La concesión de una instalación lleva implícita la asunción de un cierto deterioro del estado ambiental, al menos en un entorno de la instalación coincidente con la *foot-print* presentada en las figuras 53 a 57. Se suele aceptar que el grado de deterioro admisible, en ausencia de especies protegidas o de elevado interés, es aquel vinculado a estados intermedios de alteración caracterizados por elevadas densidades y diversidades, así como por la permanencia de las especies de mayor tamaño (ej. *Environmental monitoring program framework for marine aquaculture in Nova Scotia*, 2011). Este tipo de comunidades deben garantizar el mantenimiento de su capacidad de asimilación y por otro su capacidad de recuperación.

El detrítico costero es la comunidad biológica que recibe el impacto directo del cultivo debido a la sedimentación de materia orgánica en forma de restos de alimento no consumido y heces de los peces, pero también de otras sustancias químicas (ver apartado 3.6.5).

La localización de las jaulas sobre esta comunidad no es causal y obedece, por un lado, a la ausencia de especies protegidas y, por otro, a su alta capacidad de asimilación y recuperación. Además se trata de un entorno previamente deteriorado por el vertido minero de Portman.

La respuesta de las comunidades bentónicas y sedimentos al incremento de materia orgánica es bien conocida, existiendo desde hace décadas modelos conceptuales (Pearson y Rosenberg, 1978; Snelgrove y Butman, 1994; Gray *et al*, 2002). En general, en estos modelos el enriquecimiento en materia orgánica originada por las actividades humanas acaba produciendo con bastante frecuencia fenómenos de hipoxia y anoxia, el ascenso de la discontinuidad del potencial redox (RPD), producción de sulfuro (ya

descritos en el apartado 6.4.3) que determinan el consiguiente empobrecimiento de la macrofauna bentónica (diversidad, riqueza y biomasa), siguiendo los gradientes espaciales y temporales (Figura 61).

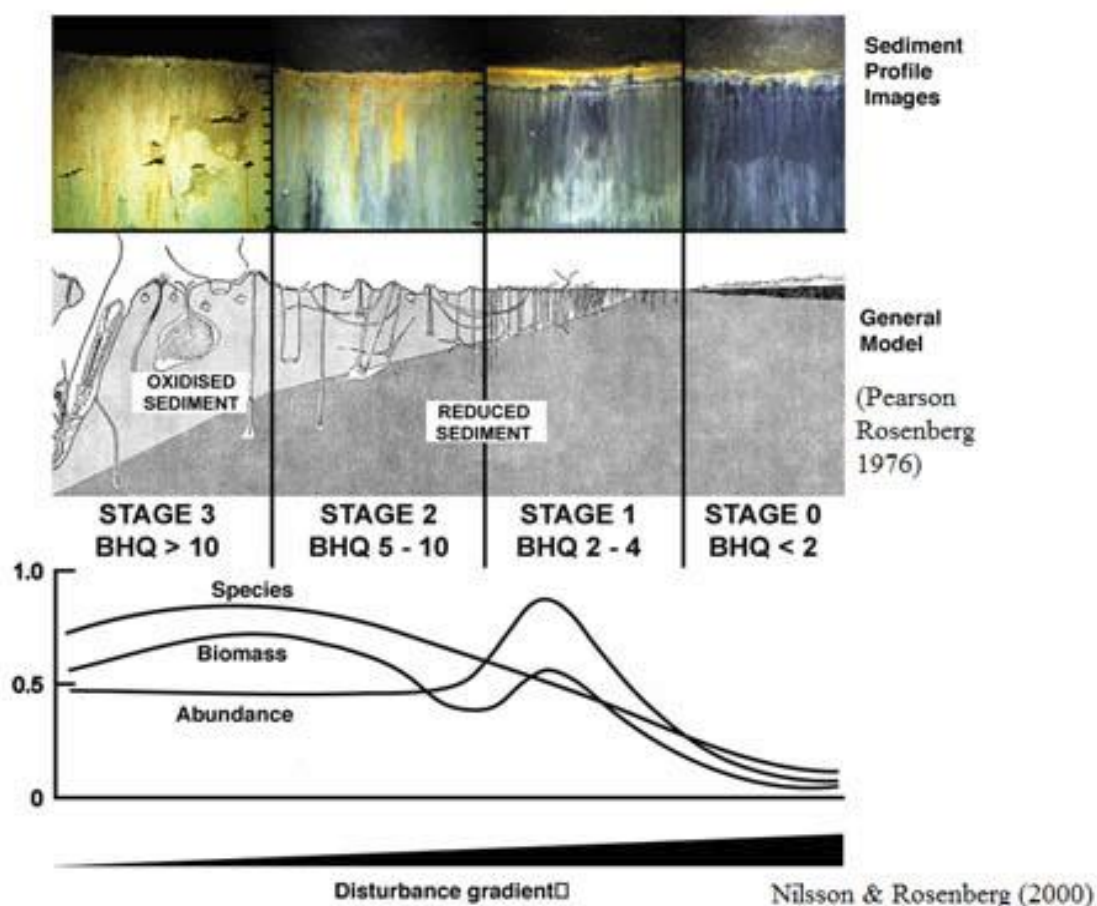


Figura 61: Modelo de perturbación bentónica debido al enriquecimiento orgánico de Pearson y Rosenberg (1978).

Los datos extraídos de la literatura científica (para una revisión ver Fernandes *et al.* 2001; Black y Pearson, 2001) concuerdan con este modelo empírico sobre la sucesión en relación con el enriquecimiento orgánico propuesto por Pearson y Rosenberg (1978). Por desgracia este tipo verificaciones no ha venido acompañado del establecimiento de una escala cuantitativa, que permitiera correlacionar variables indicadoras y aplicar el modelo de dispersión de una forma efectiva a los estudios de impacto. Según los datos de experimentos realizados en mesocosmos, cantidades por debajo de $0,1 \text{ gCm}^{-2}\text{d}^{-1}$ no producen efecto apreciable, entre $0,1$ y $1 \text{ gCm}^{-2}\text{d}^{-1}$ provocan un enriquecimiento de la comunidad bentónica y tasas superiores a $1,5 \text{ gCm}^{-2}\text{d}^{-1}$ suponen el comienzo de las condiciones de empobrecimiento (Kelly y Nixon, 1984; Frithsen *et al.*, 1987; Oviatt *et al.*, 1987; Maughan y Oviatt, 1993). Según los resultados obtenidos por Eleftheriou *et al.* (1982) en experimentos de campo, en los que tras la adición de $2,1 \text{ gCm}^{-2}\text{d}^{-1}$ la fauna se veía favorecida y las condiciones alteradas comenzaban a partir de tasas superiores

a $4,1 \text{ gCm}^{-2}\text{d}^{-1}$. Sólo muy recientemente, Hargrave *et al*, (2008) propusieron una clasificación cuantitativa del proceso. Esta clasificación, bajo la forma de un nomograma, permite cotejar entre sí variables biológicas, químicas y físicas, entre ellas las tasas de sedimentación expresadas en $\text{gCm}^{-2}\text{d}^{-1}$ y diversos índices de hábitat como el Benthic Quality Index (BQH), el Benthic Enrichment Index (BEI), el Infaunal Trophic Index (ITI) así como los índices de diversidad de Shannon-Weiber (H') y presencia de especies indicadoras.

La aplicación de la clasificación propuesta por Hargrave a las predicciones de las tasas de sedimentación obtenidas con el modelo de dispersión, expuesto en el anexo III, da como resultado los mapas de dispersión de la comunidad bentónica en las Figuras 53, 54, 55, 56 y 57, en las que se predice una zona biodiversidad “reducida” ($2 < H' < 3$) bajo la ubicación de las jaulas, y una zona de biodiversidad “moderada” concéntrica a unos 50 metros de las mismas, tanto para la situación actual como para las diferentes ampliaciones propuestas como alternativas.

De alguna manera las comunidades infaunales de la zona parecen adaptadas a estos fenómenos y son capaces de mantener una elevada biomasa, diversidad y abundancia bajo estas condiciones, lo que sin duda beneficia la capacidad de asimilación de estos fondos. De esta forma, puede asumirse que los mapas presentados en las Figuras 53, 54, 55, 56 y 57, según la relación, entre diversidad (H') y el resto de factores ambientales suponen una cierta sobreestima del grado de deterioro de las comunidades, al menos para la zona de estudio (Tabla 6.6).

Tabla 6.5: Resultados de los índices estructurales (diversidad de Shannon-Weaver -H'α-, equitabilidad, riqueza y abundancia) obtenidos a partir de los datos de detrítico costero obtenidos del muestreo de invierno y verano de 2017 .

Estaciones	Campaña	H'α med	H'α std	Riq med	Riq std	Abund med	Abund std	Equit med	Equit std
GO 1	Invierno	3,13	0,25	10,67	2,89	22,33	11,06	0,93	0,04
GO 1	Verano	3,84	0,18	21,33	1,53	64,67	5,51	0,87	0,06
GO 2	Invierno	3,05	0,24	11,67	1,53	28,00	9,64	0,86	0,07
GO 2	Verano	3,83	0,28	21,67	3,06	75,67	19,30	0,86	0,03
GO 7	Invierno	2,95	0,34	12,00	3,00	39,00	26,23	0,84	0,11
GO 7	Verano	2,88	0,39	17,00	2,00	123,67	10,02	0,71	0,07
GO 8	Invierno	3,10	0,29	11,00	2,65	29,33	15,57	0,91	0,02
GO 8	Verano	3,59	0,28	18,33	4,04	84,00	1,00	0,86	0,03

Tabla 6.6: relaciones entre las variables físico-químicas del sedimento y el tipo de metabolismo dominante así como la diversidad de macroinvertebrados. (Hargrave et al. 2008)

Benthic condition ^a	Geochemical status ^b	Oxygen stress ^c	Sediment condition ^d	Geochemical category ^e	Macrofauna diversity ^f	Oxic category ^g	Free S (μM)	Eh _{NHE} (mV)
Normal	Oxic	Pre-hypoxic	Very good	Normal	High	Oxic A	100	225
							150	200
							250	175
							400	150
							625	125
						Oxic A/B threshold	750	100
Normal	Post-oxic	Aperiodic	Good	Oxic	Good	Oxic B	875	75
							1250	25
						Oxic B/hypoxic A threshold	1500	0
Transitory	Sulfidic	Moderate	Less good	Hypoxic	Moderate	Hypoxic A	1750	-25
							2500	-75
						Hypoxic A/B threshold	3000	-100
Polluted	Sulfidic	Severe	Bad	Hypoxic	Poor	Hypoxic B	4000	-150
							5000	-175
						Anoxic threshold	6000	-185
Grossly polluted	Methanic	Persistent anoxia	Very bad	Anoxic	Bad	Anoxic	7000	-195
							8500	-200
							10000	-210

^aPearson & Rosenberg (1978), ^bBerner (1981), ^cDiaz & Rosenberg (1995), ^dHansen et al. (2001), ^eWildish et al. (2001), ^fRosenberg et al. (2004), ^gHargrave et al. (2008a)

En cuanto al análisis del estado inicial o preoperacional (verano 2005) frente al actual (verano 2017), la evolución de los parámetros estructurales no muestran diferencias significativas ($p > 0,05$), en ninguno de los factores del ANOVA, ni entre zonas de impacto y control, ni entre años y su interacción.

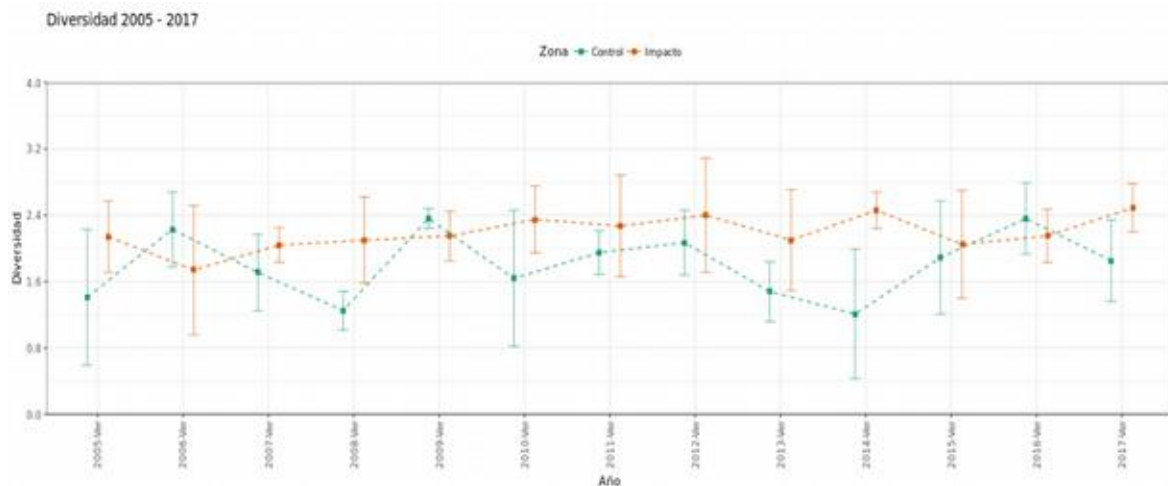


Figura 62. Evolución del índice de diversidad en las estaciones control e impacto a lo largo de las campañas de verano desde 2005 (preoperacional) hasta 2017.

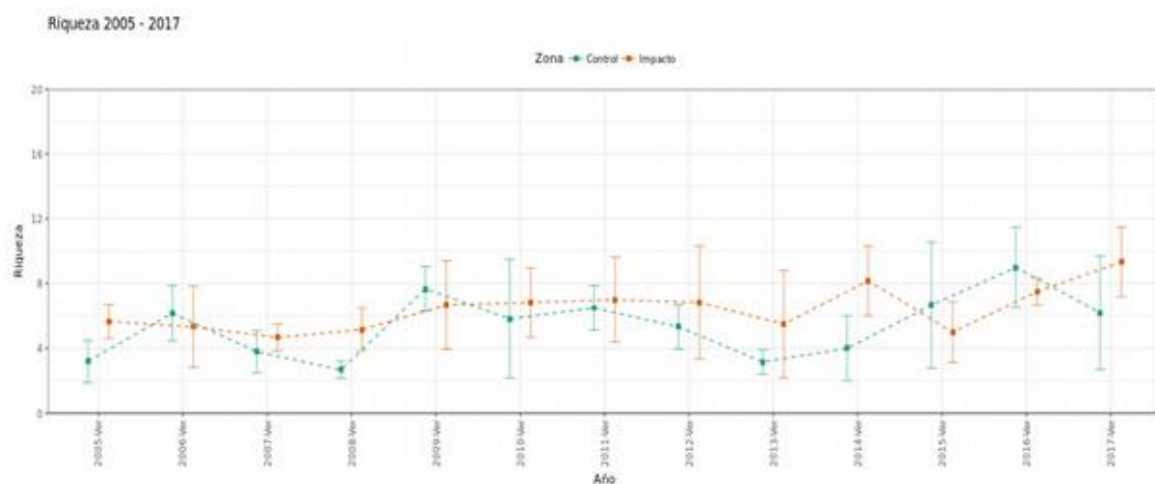


Figura 63: Evolución de la riqueza en las estaciones control e impacto a lo largo de las campañas de verano desde 2005 (preoperacional) hasta 2017.

Valoración

Dada la íntima relación entre el sedimento y la fauna que lo habita, ambos elementos son afectados de idéntica manera y extensión ya que atienden a los mismos procesos de recuperación y regeneración, con lo que puede darse por válida la caracterización comentada para el impacto sobre la calidad del sedimento. Aunque se han aportado datos que indican un incremento en la extensión de la dispersión de los vertidos según alternativas, los niveles de incremento del enriquecimiento orgánico esperables no resultan significativos respecto a la situación actual, por lo que tampoco se espera que la diversidad de la comunidad bentónica se vea seriamente comprometida atendiendo a los datos y resultados comentados. Además debe recordarse que el PCMG se encuentra sobre un material detrítico previamente afectado por el vertido minero de Portman y de escaso valor ambiental.

Así, la magnitud se califica como baja para las cuatro alternativas dado que, tal y como se ha comentado en el apartado anterior, se aprecia la drástica reducción de tasas de sedimentación de vertido a valores no significativos a escasos 100 m de las jaulas y los resultados en los índices de diversidad (H') coinciden o superan, en algunos casos, a los esperados, lo que reafirma la capacidad de adaptación de estas comunidades locales a los incrementos de aportes de materia orgánica y condiciones incipientes de hipoxia (Tabla 6.5). (Magnitudes \rightarrow 0,19 - 0,22 - 0,25 - 0,22 para cada alternativa).

De esta forma, no se estima una afección importante sobre los fondos localizados bajo el PCMG ante las diferentes alternativas propuestas de incremento de producción.

6.4.5 Impacto sobre la pradera de *Posidonia oceanica*

DESCRIPCIÓN DEL IMPACTO:

Hasta la fecha el PVA del PCMG se ha centrado en el seguimiento de los posibles efectos ambientales de la actividad acuícola sobre la pradera de *P. oceanica* sita frente a los cantiles de Atamaría en dirección a Calblanque y Cabo de Palos, y sobre la que, dada la considerable distancia a la que se encuentra, no se ha observado efecto alguno durante el periodo de actividad estudiado hasta la fecha. Sin embargo recientemente ha sido cartografiada por TAXON una pequeña pradera frente al Cabo del Agua (ver Figura 64) que no figura en la cartografía bionómica de la Comunidad Autónoma de Murcia. Esta pradera parece corresponder a los últimos restos de lo que antaño debió ser una pradera mucho más extensa que se extendería frente las Bahías del Gorguel y Portman y que fue barrida por los vertidos mineros. Se dispone de la cartografía de esta pradera aportada por la anterior solicitud de ampliación de Caladeros del Mediterráneo y su distribución ha sido incorporada a los mapas bionómicos del presente estudio (ver ANEXO II). Se encuentra encajada sobre un escalón a pie del cantil cuya discontinuidad ha favorecido la deposición de un detrítico de arenas bien calibradas y frecuentes formaciones de ripples. Ocupa la franja batimétrica entre los 15-20 m y se distribuye como manchas de dispar tamaño en una banda de unos 50 m de anchura. Discurre paralela a costa siendo la zona más alejada de las instalaciones, en dirección a la Isla de Escombreras, la que presenta un mayor estado de desarrollo (Figura 64). Las primeras manchas se localizarían a tan sólo 300m de la que sería la alternativa 4, y a 600 m de las instalaciones de las demás alternativas de ampliación de Lebeche, 1200 m de Caladeros del Mediterráneo y 1100 m de Piscifactorías del Mediterráneo. Dada su mayor cercanía a las instalaciones, se va a evaluar sobre esta pradera, y no sobre la de Atamaría, el posible impacto del proyecto de ampliación de una de las concesiones del PCMG.

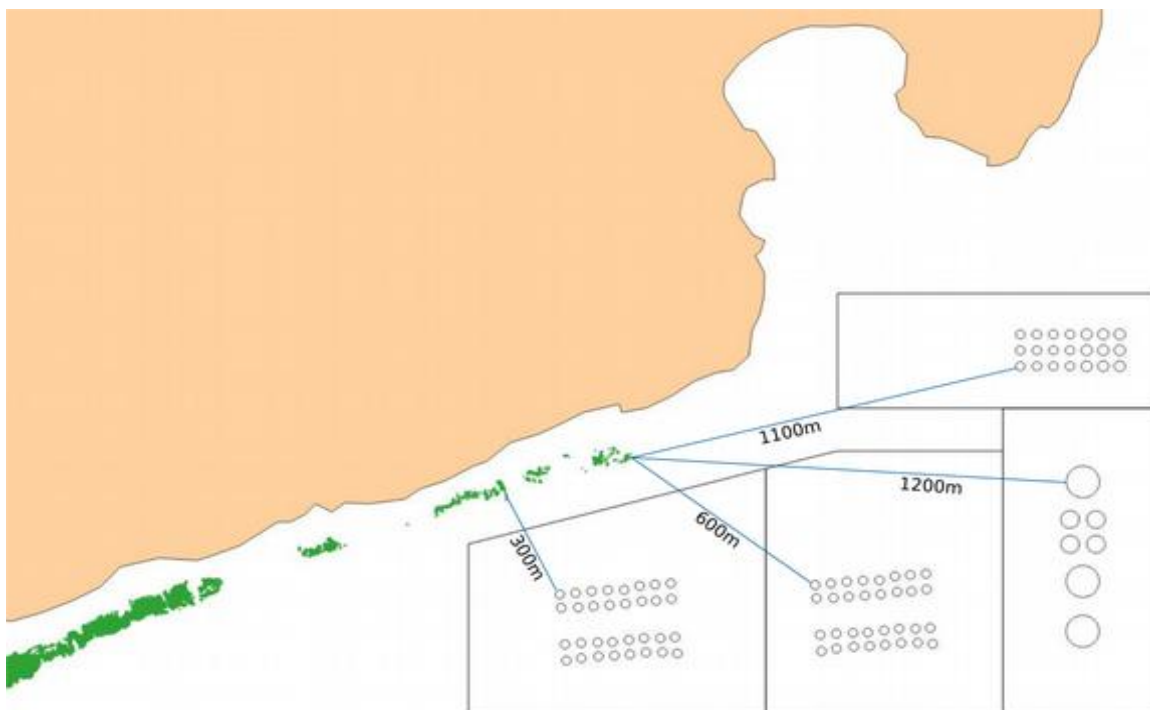


Figura 64. Pradera de *P. oceanica* detectada recientemente mediante técnicas de ecocartografía bionómica y distancias a las jaulas.

Dado que esta pradera no se encuentra sujeta a seguimiento ambiental, no existen datos previos sobre los indicadores de salud, por lo que la valoración del potencial impacto sobre la misma se ha realizado en función de las predicciones ofrecidas por la simulación numérica de la dispersión vertido disuelto del PCMG (ver ANEXO III).

Los vertidos de nutrientes tanto de naturaleza particulada (materia orgánica) como disuelta (nitrógeno de amonio), procedentes de la actividad acuícola, pueden actuar como potencial causa de pérdida o regresión de sectores de pradera de fanerógamas, atendiendo a su localización respecto a las instalaciones.

A.- Influencia del vertido particulado sobre la pradera.

Se disponen de datos experimentales de las tasas de sedimentación de materia orgánica particulada y concentraciones de sulfuros en torno a las instalaciones de Lebeche sitas en el PCMG, procedentes de un experimento con trampas de sedimentación usadas para la calibración del modelo de dispersión DEPOMOD así como para la valoración del impacto sobre la calidad del sedimento (Tabla 11.18). Estos datos son reproducidos nuevamente a continuación, en ellos se observa que a partir de 300 m las tasas de sedimentación corresponden prácticamente a las basales. Las manchas más próximas de pradera se sitúan precisamente a esta distancia en el caso de la alternativa 4 de ampliación, y a 600 m de las jaulas de Lebeche de las alternativas 1 a 3 (ver figura 64). Según estos datos, la pradera estaría fuera del alcance de la dispersión del vertido particulado en las alternativas 1, 2 y 3; sin embargo, con la

alternativa 4 la distancia de separación con la pradera son escasos 300m y aunque el modelo no indica posibilidad de alcance del vertido particulado, más allá de 100m, es conveniente aquí mantener cierta precaución y proteger la comunidad de Posidonia.

Tabla 6.7. Resultados de sulfuros (μM), potencial REDOX y tasas de sedimentación en las 12 estaciones de muestreo estudiadas establecidas a distancias (m) crecientes a favor de corriente (TAXON , 2016).

Distancia (m)	Sulfuros	REDOX	gC/m ² /día	mgC/m ² /día
0	1950,0	-893,5	1,24	1240,1
5	2106,7	-894,4	1,35	1345,5
10	1345,3	-887,6	1,16	1158,9
25	1311,7	-887,9	--	--
50	471,3	-872,2	0,84	843,7
100	227,3	-860,1	1,07	--
150	33,2	-800,2	0,80	--
300	25,7	-802,5		--
500	--	-714,7	0,49	492,5
700	22,6	-807,5	0,53	525,1
1000	--	-722,8	0,44	439,8
1500	--	-686,7	0,48	478,5

Las predicciones del Modelo DEPOMOD (considerando la resuspensión y calibrado con los datos anteriores) de las tasas de sedimentación de carbono particulado para cada una de las alternativas (ver figuras 53, 54, 55, 56 y 57); **indican que, en ninguna de las alternativas su efecto iría más allá de los 100 m (ver tabla 11.3), pero es necesario aplicar aquí el principio de precaución en el caso de la alternativa 4 cuya distancia de separación es muy escasa.**

La pradera no se vería afectada por el vertido particulado de las alternativas 1, 2 y 3 dado que a partir de una distancia de 100 metros de las instalaciones de Lebeche, aún considerando la ampliación a 4000 t (Alt 3), se alcanzan tasas de sedimentación basal de 0,48 gC/m²/día (Figura 58), pero consideramos una valoración desfavorable de la alternativa 4 debido a su escasa distancia al límite inferior de la pradera.

B.- Influencia del vertido disuelto sobre la pradera

La regresión de las praderas de *P. oceanica* en respuesta al aumento de nutrientes han sido descritas por numerosos autores (Burkholder *et al.*, 1992, 1994, Invers *et al.*, 2004). Los experimentos de fertilización han confirmado que esta regresión es fundamentalmente provocada por el sobrecrecimiento de la comunidad de epífitos sobre las hojas de *P. oceanica* que acaba siendo “oscurecida” por éstos (Cancemi *et al.*,

2003; Holmer *et al.*, 2003; Leoni *et al.*, 2006; Castejón-Silvo *et al.*, 2012). El componente fital de estas comunidades presentaría tasas de absorción de nutrientes más elevadas (Ichiki *et al.*, 2000) lo que unido a la ausencia de mecanismos de inhibición para la asimilación de nitratos (Burkholder *et al.*, 1992, 1994, 2007), determinaría una más pronta respuesta al enriquecimiento en nutrientes y los sitúa como una buena señal de alarma temprana para este tipo de efectos sobre la pradera. En localizaciones próximas a costa se ha observado un aumento de la presión de los erizos sobre la pradera, mucho mayor que en sitios alejados (Díaz-Almela *et al.*, 2015), dado que se verían atraídos hacia la pradera por el elevado valor nutricional de sus comunidades de epífitos.

Tal y como de mostró en las figuras 45, 46 y 47 ya presentadas para el impacto sobre la columna de agua, las plumas de dispersión del vertido disuelto, están modeladas por las corrientes predominantes, y suelen coincidir con la rosa de corrientes registrada en el análisis de un año completo (2014-2015) en el PCMG (ver figura 65).

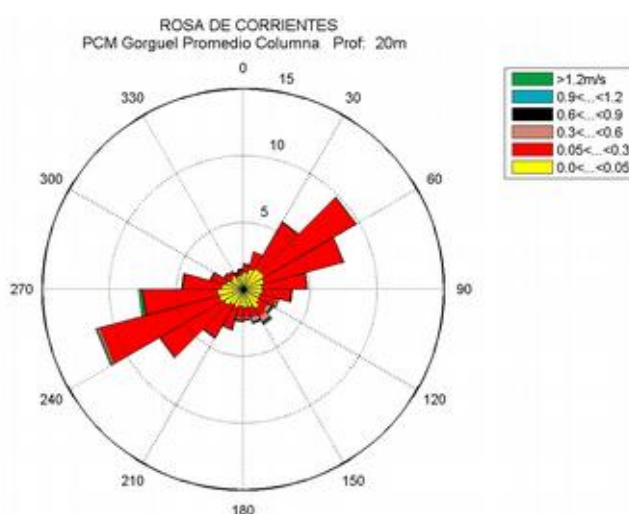


Figura 65: Rosa de corrientes de un año completo de registros (2014-2015), en el PCMG.

De esta manera las corrientes dominantes (250° y 50°) evitan que, con independencia de la dilución que acontezca, la pluma de dispersión alcance las praderas de fanerógamas más próximas a las instalaciones.

No obstante es cierto que en unas pocas ocasiones las corrientes dirigirán el vertido hacia dichas praderas. Para determinar si estos eventos de corrientes dirigidas hacia el cuarto cuadrante, a pesar de suponer situaciones inusuales, podrían afectar a las praderas se ha analizado la frecuencia con que ocurren, su duración y la dilución que acontece durante los mismos.

La tabla 6.8 muestra el análisis de frecuencias según direcciones de la rosa de corrientes presentada en la Figura 65 que, recordemos, procede del registro de todo un año. En ella, los registros relativo al cuarto cuadrante (entre 270° y 0°), acontecen sólo en el 13% de las ocasiones, y cuando se produce, son extremadamente breves en la serie temporal, con una duración media de 80 minutos, con velocidades de corriente medias de 0,093 m/s, y en ocasiones excepcionales, 8 veces en toda la serie, se dan velocidades superiores pero con una duración de 30 minutos (ver figura 66).

Tabla 6.8: Análisis de frecuencias de corrientes de un año completo 2014-2015 en el PCMG. Se resalta las frecuencias del cuarto cuadrante.

Dirección	Frecuencia (%)	Vel. Máxima		Vel. Media	
		m/s	nudos	m/s	nudos
0° (N)	10,79	2,74	5,32	0,08	0,15
45° (NE)	22,36	1,20	2,32	0,10	0,18
90° (E)	9,06	1,71	3,32	0,11	0,21
135° (SE)	8,12	2,31	4,50	0,15	0,29
180° (S)	9,84	2,44	4,75	0,10	0,20
225° (SO)	26,52	2,82	5,49	0,13	0,25
270° (O)	8,79	2,75	5,35	0,09	0,17
315° (NO)	4,52	1,53	2,98	0,11	0,20

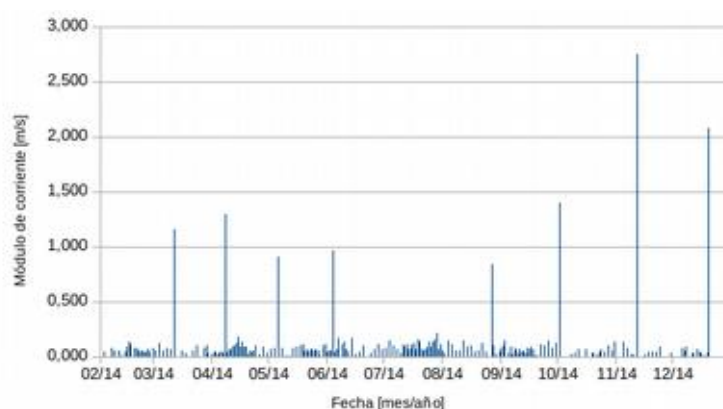


Figura 66: Representación del módulo de corriente en las ocasiones que ocurre en el cuarto cuadrante de direcciones (0-270 grados), en un año de registro de corrientes.

Para valorar la significación del incremento en nutrientes durante ese 13% de ocasiones, se ha utilizado nuevamente el modelo de dispersión de vertido disuelto MOHID (cuya descripción y calibración se describe en su totalidad en el ANEXO III). La simulación mediante MOHID permite detallar el que hubiera sido el registro de los incrementos de nitrógeno amoniacal, en una serie de estaciones de control localizadas paralelas a costa sobre las zonas de pradera de Posidonia, así como del fotófilo (Figura 68).

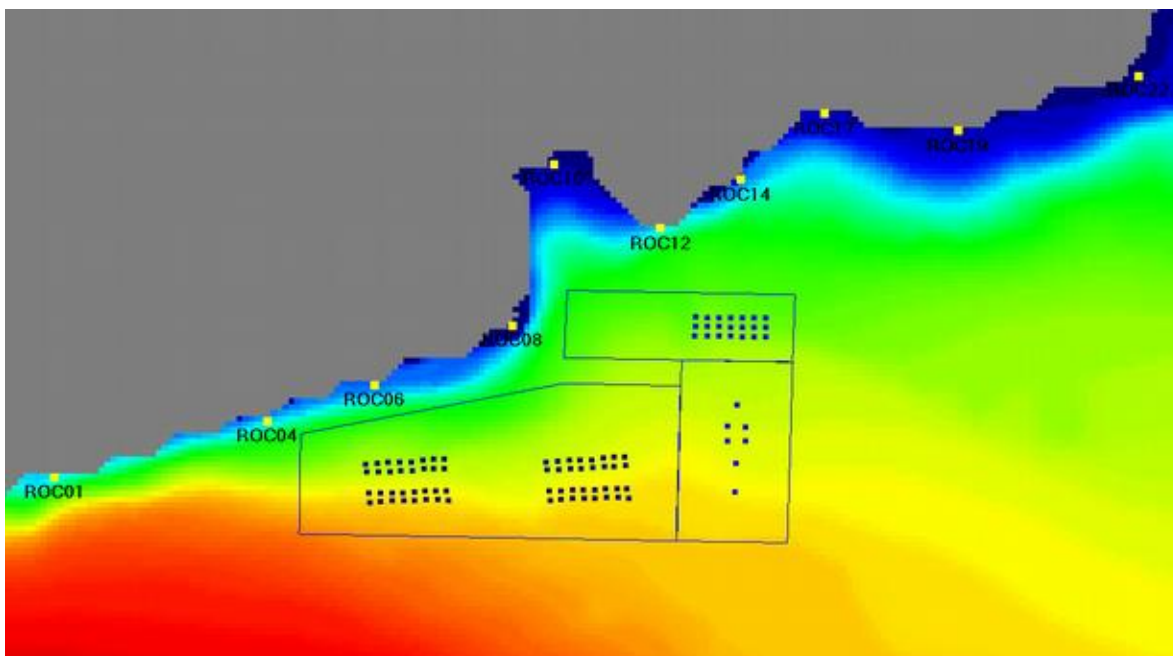


Figura 67. Localización de 10 estaciones de control incluidas en el modelo de dispersión del componente disuelto del vertido.

Los resultados de 15 días de simulación bajo un régimen de corrientes real obtenido del fondeo de correntímetros, muestran incrementos puntuales de nitrógeno amoniacal procedente del vertido de las jaulas respecto al estado basal. La Figura 68 muestra el registro de dichos incrementos para las estaciones 01, 04 , 06 y 12 y en cada una de ellas para las cuatro alternativas (los diferentes colores de la gráfica).

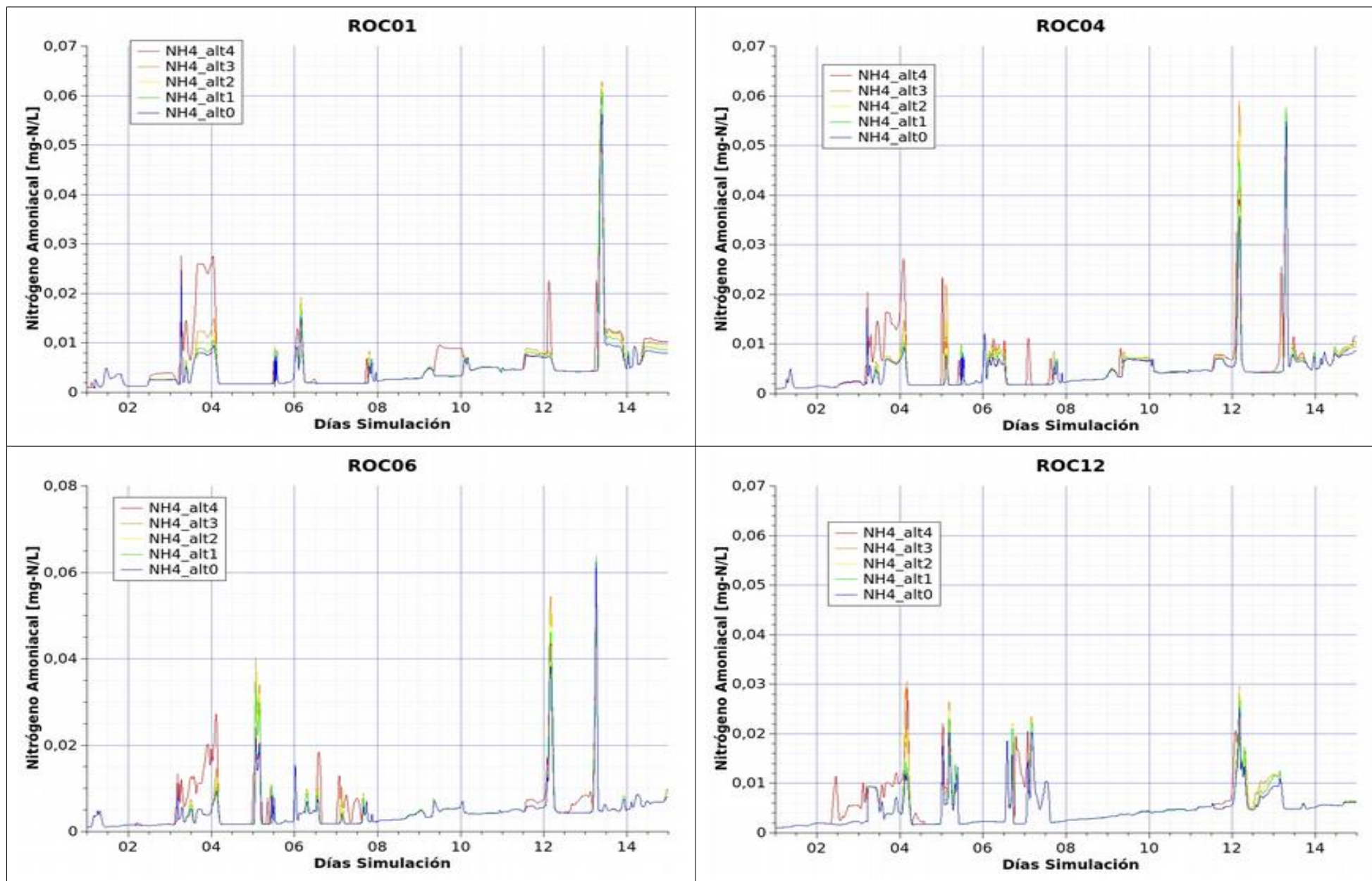


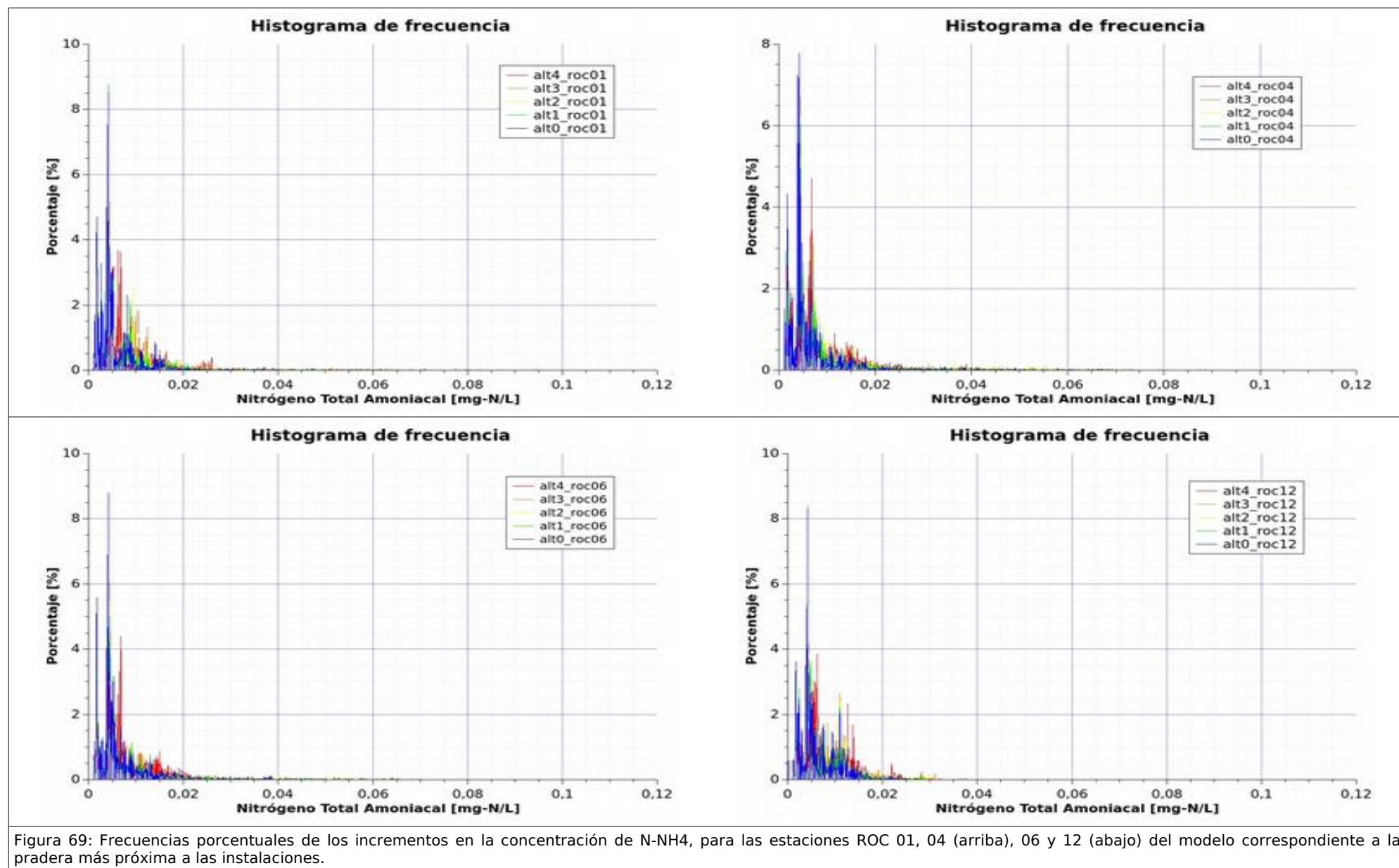
Figura 68. Resultados de los incrementos en las concentraciones de Nitrógeno total amoniacal (mg-N/l) respecto a la basal del medio, estimados por el modelo de dispersión en las estaciones 01, 04, 06 y 12.

La primera conclusión es que las diferencias de posición de las jaulas tienen más influencia que los incrementos de producción, sobre las estaciones de registro de series temporales del modelo. La alternativa 4 (rojo), aunque sea una solución con concentraciones de vertido más diluidas, al estar más próxima a la pradera de *Posidonia* (300m), es la que más destaca por encima de las concentraciones de las otras tres alternativas, cuyas variaciones son debidas sólo a los cambios de producción (ver figuras 68 y 69).

El incremento medio en la concentración basal de nitrógeno de amonio [$\text{mg N-NH}_4/\text{L}$] provocado por la presencia del PCMG está entre 0,005 y 0,006 mg-N/l (ver tabla 6.9) según las alternativas consideradas. En el presente estudio se han actualizado los valores basales de nitrógeno de amonio, considerando el valor mínimo de los encontrados en el muestreo del SERVICIO PARA EL DISEÑO Y DESARROLLO DE UNA RED DE CONTROL Y VIGILANCIA DE LA CALIDAD DE LAS AGUAS LITORALES PARA EL SEGUIMIENTO DEL ESTADO DE LAS MASAS DE AGUA COSTERAS EN LA REGIÓN DE MURCIA 2016-2018 que es de 0,0722 $\text{mg N-NH}_4/\text{L}$, esto supone un incremento del 6,93% del nitrógeno amoniacal. Si se consideran sólo los efectos de la ampliación solicitada por Lebeche Gorguel respecto al estado cero (situación con la ampliación de Piscifactorías del Mediterráneo aprobada) los incrementos son despreciables para cualquiera de las alternativas. Sólo de forma puntual, el 13% de las direcciones de corriente registradas durante el año 2014-2015, dirigen el vertido hacía las estaciones de pradera produciendo incrementos de hasta 0,064 mg-N/l (tabla 6.9) que son muy breves en la serie temporal (30 min) (ver figura 66).

Tabla 6.9: Resumen estadístico de los incrementos sobre la concentración basal de nitrógeno amoniacal [mg N-NH₄/L] registrado por el modelo en las series temporales ROC01, ROC04, ROC06 Y ROC12, para cada una de las alternativas simuladas.

ROC01	Media	DesvEst	Error Est.	Varianza	Suma	Máximo	Mínimo	Mediana
NH4-alt0	0,0045	0,0043	0,00009	0,00002	9,64	0,0562	0,0008	0,0037
NH4-alt1	0,0047	0,0048	0,00010	0,00002	10,15	0,0608	0,0008	0,0037
NH4-alt2	0,0049	0,0051	0,00011	0,00003	10,48	0,0618	0,0008	0,0037
NH4-alt3	0,0050	0,0053	0,00012	0,00003	10,85	0,0628	0,0008	0,0037
NH4-alt4	0,0060	0,0063	0,00013	0,00004	12,98	0,0604	0,0009	0,0044
ROC04	Media	DesvEst	Error Est.	Varianza	Suma	Máximo	Mínimo	Mediana
NH4-alt0	0,0045	0,0040	0,00009	0,00002	9,66	0,0547	0,0010	0,0043
NH4-alt1	0,0047	0,0047	0,00010	0,00002	10,23	0,0575	0,0010	0,0044
NH4-alt2	0,0049	0,0050	0,00011	0,00003	10,57	0,0576	0,0010	0,0044
NH4-alt3	0,0051	0,0055	0,00012	0,00003	10,94	0,0590	0,0010	0,0044
NH4-alt4	0,0056	0,0053	0,00011	0,00003	12,17	0,0547	0,0010	0,0044
ROC06	Media	DesvEst	Error Est.	Varianza	Suma	Máximo	Mínimo	Mediana
NH4-alt0	0,0045	0,0044	0,00009	0,00002	9,68	0,0623	0,0010	0,0042
NH4-alt1	0,0048	0,0052	0,00011	0,00003	10,27	0,0635	0,0010	0,0043
NH4-alt2	0,0049	0,0055	0,00012	0,00003	10,51	0,0636	0,0010	0,0043
NH4-alt3	0,0050	0,0058	0,00012	0,00003	10,76	0,0637	0,0010	0,0044
NH4-alt4	0,0058	0,0056	0,00012	0,00003	12,56	0,0624	0,0010	0,0047
ROC12	Media	DesvEst	Error Est.	Varianza	Suma	Máximo	Mínimo	Mediana
NH4-alt0	0,0048	0,0033	0,00007	0,00001	10,27	0,0249	0,0010	0,0043
NH4-alt1	0,0050	0,0038	0,00008	0,00001	10,78	0,0273	0,0010	0,0045
NH4-alt2	0,0051	0,0041	0,00009	0,00002	11,09	0,0285	0,0010	0,0045
NH4-alt3	0,0053	0,0045	0,00010	0,00002	11,43	0,0310	0,0010	0,0045
NH4-alt4	0,0058	0,0042	0,00009	0,00002	12,50	0,0291	0,0010	0,0049



CARACTERIZACIÓN DEL IMPACTO: se trataría de un impacto **negativo** pero, a las concentraciones analizadas, no se trataría de un efecto tóxico sino que se centraría en la influencia **indirecta** ejercida a través del efecto “fertilizador” del vertido disuelto sobre las comunidades de macrófitos asentadas sobre las hojas de *Posidonia*, cuyo sobrecrecimiento ocasionaría una reducción significativa en la actividad fotosintética de la fanerógama. Dada la naturaleza disuelta del vertido, el área de influencia sería **extensa**, aparecería de forma correlativa al vertido, pero dados los ciclos de crecimiento de la planta y la estacionalidad del vertido, el impacto sólo podría acontecer **periódicamente**, aunque de forma **persistente** (los epífitos una vez crecidos permanecen sobre el fronde hasta la pérdida de la hoja en otoño). Cesado el efecto fertilizador la pradera podría **recuperarse a medio plazo** (1-5 años) si el impacto no ha ocasionado la desaparición de la planta en cuyo caso habría de considerarse **permanente** dado el lento crecimiento de la misma.

En cuanto a la **magnitud del impacto**, considerando tanto la magnitud como la frecuencia de la influencia del vertido disuelto y particulado procedente de las jaulas, el modelo de dispersión indica pocas diferencias entre las cuatro alternativas; no obstante, la alternativa 4 aún tratándose de una ampliación distribuida en un mayor número de jaulas, cuya incidencia en la columna se prevé menor que las alternativas de mayor concentración, debido a la proximidad a la pradera de *Posidonia* destaca ligeramente su incremento medio en concentración de nitrógeno de amonio (ver tabla 6.9). No obstante, el PVA implementado en este documento (Apartado 9), introduce el seguimiento de esta pradera incluyendo el análisis del grado de desarrollo y composición elemental de C/N en los epífitos de la misma, que actuarían como señal de alarma temprana. Por estos motivos y dado que se trata del principal valor ambiental de la zona se mantiene la consideración de este impacto a efectos de que sea dotado de una adecuada vigilancia y seguimiento (Magnitudes → 0,15 - 0,18 - 0,20 - 0,25 para las alternativas 1, 2, 3 y 4, respectivamente).

6.4.6 Impacto sobre las comunidades de roca infralitoral

DESCRIPCIÓN DEL IMPACTO:

De igual forma que en el caso de las praderas de fanerógamas marinas, los vertidos de nutrientes, principalmente amonio y materia orgánica así como la turbidez, procedentes de la actividad acuícola, pueden actuar como potencial causa de pérdida o regresión de sectores de comunidades infralitorales de roca, atendiendo a su localización respecto a las instalaciones.

VALORACIÓN DE LAS COMUNIDADES:

Tal y como ha sido expuesto en el apartado 5.6.2 a efectos de la valoración se ha dividido la franja de costa correspondiente al área de estudio en tres tramos con características similares.

- Tramo 1: Punta de Portman hasta La Cola del Caballo
- Tramo 2: Cola del Caballo hasta Punta Escucha
- Tramo 3: Punta Escucha hacia el Cabo del Agua



Valoración:

Dada su ubicación, el ámbito de influencia del PCMG abarca los tres tramos descritos anteriormente. Así, el PVA correspondiente al PCMG, desarrollado por Taxon desde el año 2006, contempla el seguimiento de 6 estaciones de rocoso aportando información actualizada sobre su situación así como la evolución de las mismas desde hace 10

años.

Uno de los mejores indicadores de cambios en la comunidad de rocoso, derivados de incrementos de contaminación de nutrientes en el medio, es la proliferación de algas clorofíceas en la comunidad. Seguidamente se muestra gráficamente la evolución temporal de la riqueza de clorofíceas en las distintas estaciones de muestreo a lo largo del periodo en el que se ha desarrollado la actividad acuícola en la zona, para las campañas de invierno y verano.

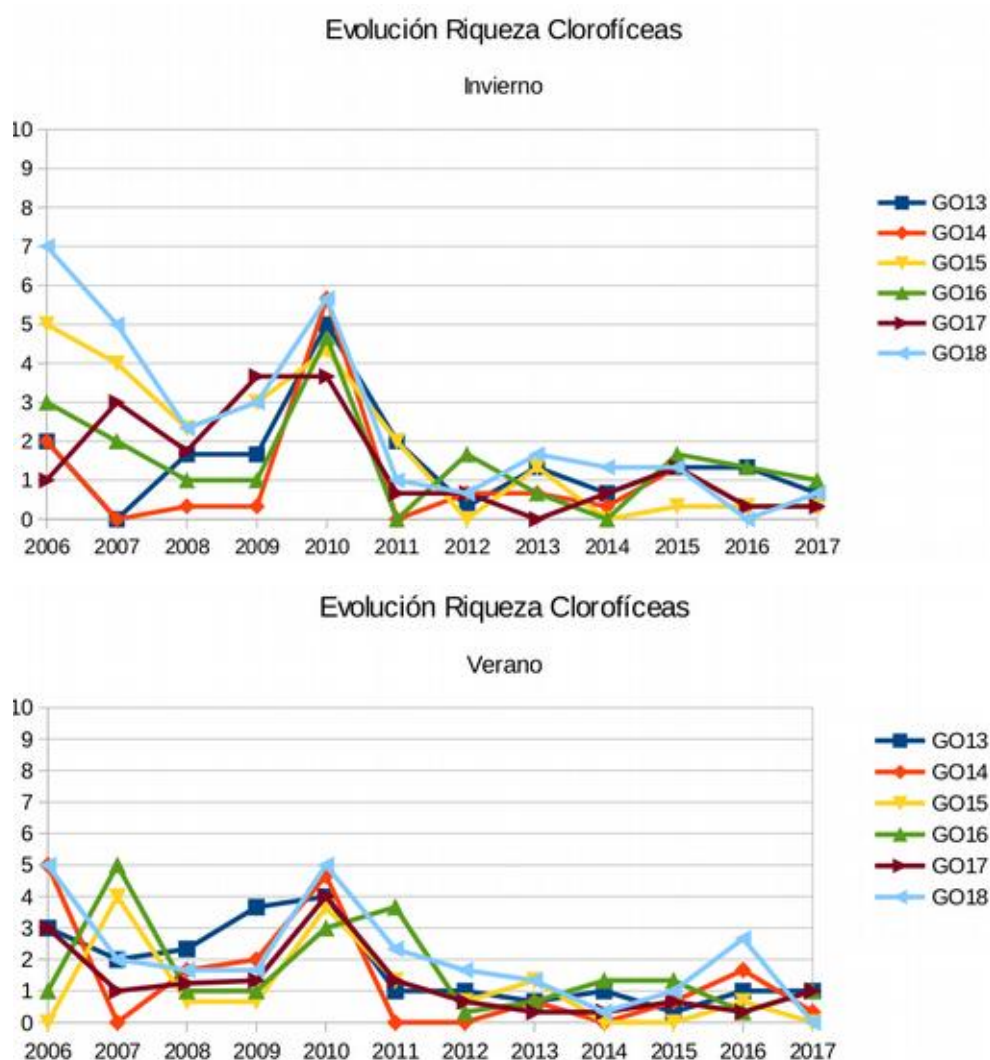


Figura 70. Evolución interanual de la riqueza de clorofíceas en las 6 estaciones de rocoso del PVA del PCMG.

Ambas campañas, invierno y verano, de 2016, muestra valores bajos de riqueza de clorofíceas, al igual que en pasadas campañas. En cuanto a la evolución de la riqueza de clorofíceas, las distintas campañas de verano e invierno muestran evoluciones similares, donde se observan dos periodos claramente diferenciados; uno desde 2006 a 2011 donde los valores de riqueza de clorofíceas y su variabilidad muestran grandes picos, y un segundo periodo desde 2011 a la actualidad, donde la riqueza de clorofíceas

y su variabilidad disminuye considerablemente. Sólo cabe destacar la tendencia de la estación de control GO18, que en las últimas dos campañas ha aumentado la riqueza de clorofíceas. El estudio estadístico de los datos de riqueza de clorofíceas muestra que existen diferencias significativas entre las estaciones de impacto y las de control ($p=0,049$), al igual que sucede entre los distintos ciclos productivos (años) ($p<0,05$), principalmente entre la campaña de 2014 con las campañas de 2011, 2010, 2009 y 2008. Aunque estas diferencias no son debidas a la actividad de las jaulas de cultivos marinos, ya que no se han encontrado diferencias significativas en la interacción de las estaciones y los años de muestreo ($p=0,860$) y los valores de riqueza de clorofíceas de las estaciones de impacto son menores que los obtenidos en las estaciones de control.

Esta situación podría verse alterada ante un incremento en la producción, incrementando el vertido que, potencialmente, podría alcanzar y afectar estas comunidades.

Tal y como ha sido expuesto en el apartado anterior, según los resultados del modelo de dispersión, el efecto de las concentraciones de nutrientes, especialmente el amonio, resultan más dependientes de la ubicación de las instalaciones y de la hidrodinámica del ámbito en el que se encuentran respecto a las especies o la biomasa de cultivo (Sarà, 2006), reflejando el modelo unos resultados muy similares para el vertido de N-amonio en las 4 alternativas contempladas (estaciones ROC01, 04, 06, 12).

Así, de forma similar a la situación expuesta para la pradera de *P. oceanica*, la estaciones de registro de series temporales, coinciden en los registros de episodios desfavorables de corrientes, en las que el transporte de la columna acerca las concentraciones de vertido disuelto en forma de picos breves de concentración que son más acusados para la alternativa 4, debido a su proximidad a costa. Estos episodios alcanzan la concentración próxima a 0,060 mg-N/L en dos únicos registros breves (30 minutos cada uno en 15 días de simulación) que se identifican en todas las estaciones en mayor o menor medida.

En el presente estudio se han actualizado los valores basales de nitrógeno de amonio, considerando valor mínimo de los encontrados en el muestreo del SERVICIO PARA EL DISEÑO Y DESARROLLO DE UNA RED DE CONTROL Y VIGILANCIA DE LA CALIDAD DE LAS AGUAS LITORALES PARA EL SEGUIMIENTO DEL ESTADO DE LAS MASAS DE AGUA COSTERAS EN LA REGIÓN DE MURCIA 2016-2018 que es de 0,0722 mg N/L, esto supone un incremento del 6,93% del nitrógeno amoniacal. Si se consideran sólo los efectos de la ampliación solicitada por Lebeche Gorguel respecto al estado cero (situación con la ampliación de Piscifactorías del Mediterráneo aprobada) los incrementos son despreciables para cualquiera de las alternativas. Así, dada su magnitud y duración, no se estima que estos incrementos teóricos máximos puedan ejercer un efecto adverso

significativo.

CARACTERIZACIÓN DEL IMPACTO: se trataría de un impacto **negativo** pero, a las concentraciones analizadas, no se consideraría un efecto tóxico directo sobre las comunidades de roca, sino que se centraría en la influencia **indirecta** ejercida a través del efecto “fertilizador” del vertido disuelto, reflejando un incremento significativo en la riqueza de clorofíceas en el medio. Dada la naturaleza disuelta del vertido, el área de influencia sería **extensa**, aparecería de forma correlativa al vertido, pero dada la estacionalidad del vertido y la hidrodinámica de la zona, el impacto sólo podría acontecer **irregularmente**, y de forma **discontinua**. Cesado el efecto fertilizador podría **recuperarse a medio plazo**.

No obstante, dada la escasez de datos locales, la importancia de este hábitat en la Red Natura 2000 y su proximidad con las instalaciones, se contempla el seguimiento de las características y condiciones del mismo en la correspondiente propuesta de Plan de Vigilancia Ambiental (Magnitudes → 0,23 - 0,26 - 0,30 - 0,33 para las alternativas 1, 2, 3 y 4, respectivamente).

6.4.7 Impacto sobre otras pesquerías

POR LA FABRICACIÓN DE PIENSOS Y HARINAS DE PESCADO: se refiere a la presión indirecta sobre los caladeros foráneos ejercida por la fabricación de piensos a partir de harinas de pescado. La cuantificación del consumo de recursos realizada en el apartado 3.4.1 estimó estas necesidades en 6885 t anuales de alimento en forma de pienso extrusado para la lubina.

De forma global la acuicultura consume el 56% de la producción mundial de harinas de pescado y el 87% de aceites superando la demanda para consumo humano, industrial y farmacéutico. Las pesquerías que sustentan esta demanda proceden de especies poco atractivas para el consumo humano como la anchoveta, sábalos y capelina. La fuerte demanda creada en los últimos años sobre estos caladeros ha generado la sobreexplotación de estos recursos como en el caso de la anchoveta peruana y chilena.

Se están realizando grandes avances en la formulación de dietas a partir de fuentes alternativas de este tipo de ácidos grasos (ej algas tipo *Porphyra*, *Yezoensis*, *Scytosyphon lomentaria*, etc.), pero por el momento la principal y casi única fuente son los pescados.

VALORACIÓN: Se considera este impacto de carácter negativo. Respecto a la incidencia del impacto, es permanente pues la presión pesquera se ejerce durante toda la fase de explotación, es extenso pues afecta a toda la zona de extracción de las especies, sus efectos se reflejan a medio plazo por eliminación del stock reproductor y es reversible a medio plazo pues se trata en su mayoría de especies estrategas de la *r* (alta reproducción y tasas de crecimiento elevadas). Existen medidas correctoras. (Magnitudes → 0,15 - 0,18 - 0,20 - 0,20 para cada alternativa).

6.4.8 Riesgo de eutrofización

El Mediterráneo es el mayor cuerpo de agua oligotrófico del planeta. A diferencia de la mayoría de masas de agua marina, está parcialmente limitado por el Fósforo durante el invierno (Krom *et al.*, 1991) y por el Fósforo y Nitrógeno en verano (Thingstad *et al.*, 2005). De acuerdo al ciclo estacional las aguas litorales de la Región de Murcia típicamente presentan un pequeño bloom productivo durante los meses invernales con máximos de clorofila cercanos a 0,75 µg Chl-a/L, aunque no son raros eventos aislados en los que se duplica dicha cantidad.

Los niveles admisibles de Chl_a están regulados por la *ORDEN ARM/2656/2008, de 10 de septiembre, por la que se aprueba la Instrucción de Planificación Hidrológica*, que delimitó oficialmente las masas de aguas costeras concebidas como unidad de gestión y estableció los niveles de referencia para distinguir entre los estados muy bueno, bueno y moderado (Tabla 6.10). Existe la obligación de los estados miembros de alcanzar el buen estado de sus masas de agua para 2016. En consecuencia, resulta procedente evaluar el riesgo de eutrofización a efectos de dicha Directiva. Dicho impacto debe evaluarse de forma conjunta para el global de los vertidos existentes en la masa de agua a gestionar. Sorprendentemente, a pesar de la continuidad del flujo de agua, de la ausencia de obstáculos a la hidrodinámica y de la continuidad de la características físico-químicas en la zona de estudio se localizan hasta cinco masas de agua diferentes:

1. Cabo Negrete - La manceba
2. Cabo Negrete - La manceba (PROF)
3. La Manceba - Punta Aguilones
4. La Manceba - Punta Aguilones (PROF)



Figura 71: Localización de las masas de agua incluidas dentro de la zona de estudio.

Tabla 6.10: Valores de Chl-a delimitantes de las categorías de calidad según ORDEN ARM/2656/2008 y a efectos del cumplimiento de la DMA para las masas de agua de Mojón-Cabo Negrete.

Elemento	Parámetro	Indicador	Cond. Ref.	Límite muy bueno/bueno	Límite bueno/moderado
Fitoplancton	Biomasa	Percentil 90 Chl-a (µg/l) inshore	2,2	2,6 RCE=0,85	3,6 RCE=0,47
		Percentil 90 Chl-a (µg/l) near-shore	0,90	1,1 RCE=0,80	1,8 RCE=0,50

Para analizar la incidencia del vertido sobre la comunidad fitoplanctónica se presentan los resultados de las mediciones satelitales (MODIS-Aqua MODISA) para la clorofila-a durante el periodo de tiempo comprendido entre 2002 y 2015 para el tramo costero de la zona del Gorguel así como para el tramo costero frente al Calblanque, usado como control (Figura 72). La serie comienza por tanto dos años antes del inicio de los cultivos acuícolas en 2005. Los resultados muestran un comportamiento estacional prácticamente idéntico entre ambas zonas Gorguel y Calbanque tanto antes como después del inicio de la actividad.

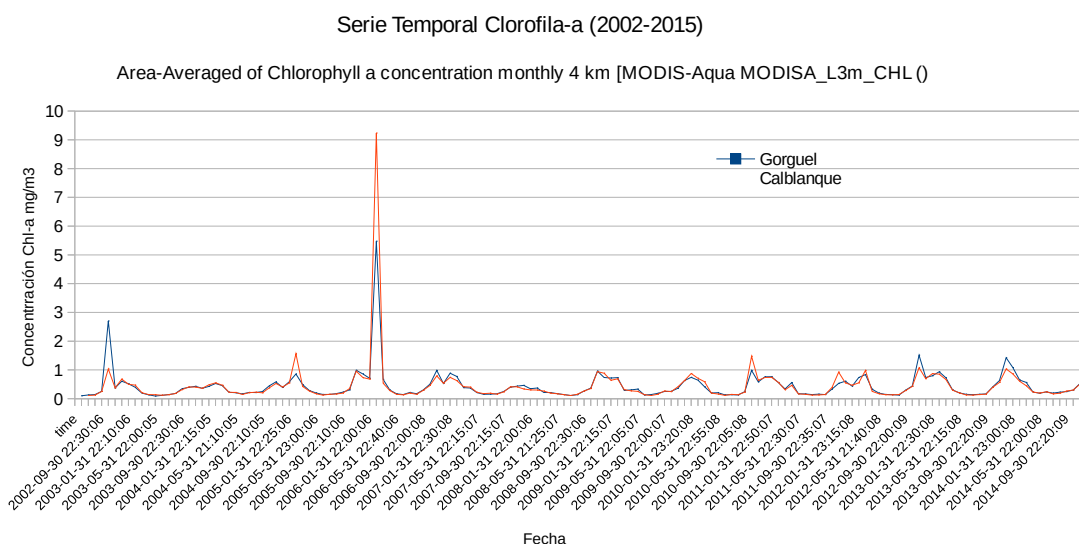


Figura 72: Comparación de la series temporales para los valores de Clorofila-a registrados por el instrumento MODIS (Aqua-MODISA) entre 2002 y 2015 para tramo costero correlativo al PCM-G (azul) y a Calblanque (marrón) utilizado en este caso como control.

Se ha demostrado que este tipo de resultados es coherente con los datos publicados por la mayoría de autores en el Mediterráneo en relación al vertido acuícola (ver apartado 6.4.2 CONTAMINACIÓN DE LA COLUMNA DE AGUA) y tienen explicación por los controles tipo “top down” ejercidos por el zooplancton sobre el fitoplancton. Este control se basaría en una profunda reestructuración de las comunidades planctónicas del Mediterráneo Occidental en respuesta a un enriquecimiento de sus aguas (Vidal *et al.*, 2004; Duarte *et al.*, 2000^{a,b}, Vidal y Duarte, 2000). Este patrón, aunque poco frecuente, parece ser general, y ha sido también expuesto por análisis comparativo de la estructura de las comunidades pertenecientes a mares y océanos con dispar grado de eutrofia (Gassol *et al.*, 1997). La Figura 73 resume los cambios estructurales, se observa la deriva desde una comunidad dominada por los heterótrofos, considerados mesozooplancton, bacterias y protistas conjuntamente, a una pirámide trófica típica en la que dominan los productores (AB) sobre los consumidores (HB). En el experimento los heterótrofos pasan a dominar la pirámide trófica tras un aumento de casi tres órdenes de magnitud en el aporte de nitrógeno a un aporte próximo a $1 \mu\text{M d}^{-1}$. La relación HB/AB con los nutrientes adoptaría una forma exponencial negativa, siendo su límite inferior el marcado por la relación 5 a 1, de acuerdo a la ecuación $\text{HB/AB} = 2.08 * \text{AB}^{-0.77}$ ($R^2 = 0.85$, $p < 0.00001$). Estos cambios indican que el incremento de nutrientes influye en el balance entre productores y consumidores. A bajas concentraciones de nutrientes la respiración heterotrófica es similar o incluso superior a la autotrófica (Duarte y Agustí, 1998). En particular la demanda de C por parte de la biomasa bacteriana puede exceder la producción primaria, de manera que la comunidad autotrófica no estaría limitada sólo por la disponibilidad de nutrientes, sino por la demanda de Carbono particulado (POM). La mayor tasa de crecimiento de los autótrofos permite que ante situaciones de enriquecimiento, éstos crezcan más

rápidamente y escapan al control de los heterótrofos. El sistema de autocontrol de los heterótrofos parece ser todavía desconocido pero debe implicar algún tipo de control “top-down” por parte de los carnívoros (Agustí *et al.* , 1992).

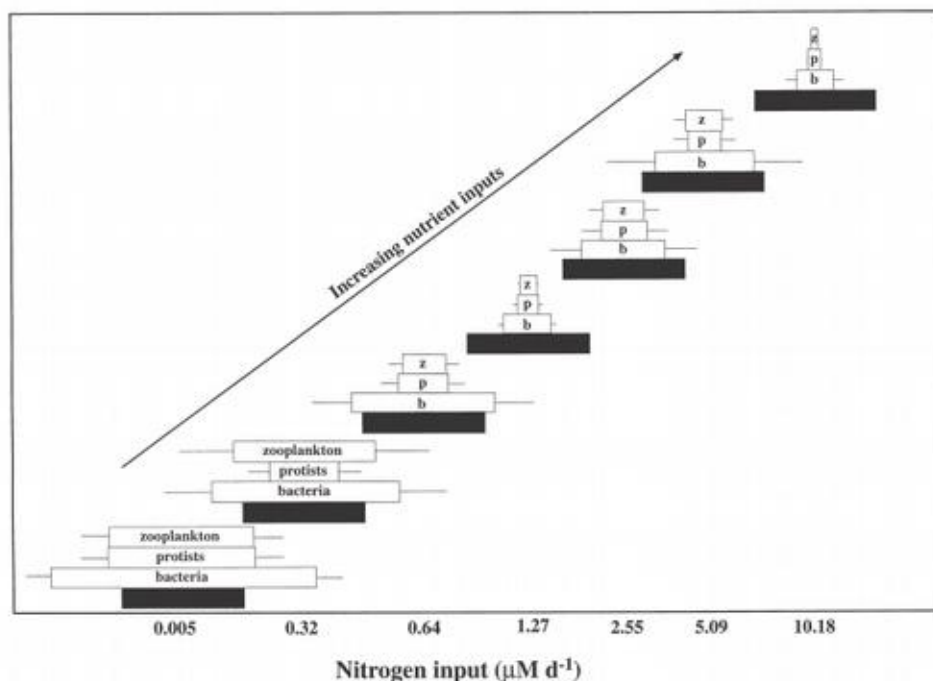


Figura 73: Cambios en la estequiometría ecológica de las comunidades planctónicas ante un enriquecimiento en el suministro de nutrientes en aguas costero catalanas (tomado de Duarte *et al.*, 2000)

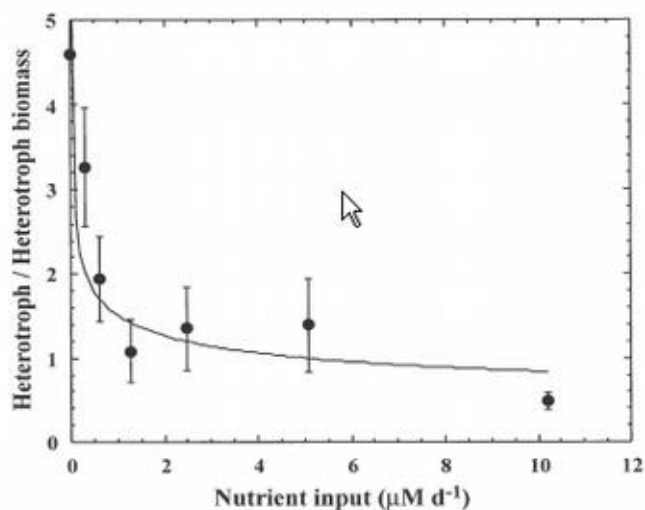


Figura 74: Variación de la estructura de la comunidad de heterótrofos en función de la disponibilidad de nutrientes. (Tomado de Duarte *et al.*, 2000)

Este tipo de resultados señalan una notable resiliencia de la comunidad planctónica no sólo frente al vertido de nutrientes disueltos, sino también de materia orgánica particulada y explican la ausencia hasta ahora de señales de impacto en relación a la concentración estacional de Chl_a

Para evaluar el riesgo que el aumento de producción del PCMG pueda suponer sobre la respuesta de las comunidades planctónicas, **se ha recurrido a la simulación de diferentes escenarios de vertidos con el modelo MOHID**. Los resultados de este modelo en relación a la clorofila revelan un ámbito de influencia muy localizado en las inmediaciones de las jaulas y son de una amplitud muy estrecha (aproximadamente 0,002 mg Cha/m³ sobre las concentraciones basales del medio), los análisis del modelo ecológico desarrollado ha evidenciado una importante resiliencia de la comunidad a perturbaciones por enriquecimiento en nutrientes. Este comportamiento se ha interpretado como una confirmación de los experimentos de mesocosmos citados, pues el análisis de las comunidades planctónicas evidenció una evolución similar en los ratios fitoplancton/zooplancton a las observadas experimentalmente. En relación a la posibilidad de una proliferación de fitoplancton tóxico provocada por el aumento de nutrientes en el agua, cabe señalar que, debido a la imposibilidad de escape de los peces dentro de las jaulas, los cultivos marinos serían uno de los principales afectados por estas causas y que, por tanto, deberían ser los primeros interesados en controlar y prevenir estos sucesos. No obstante, se ha constatado que a pesar del aporte de nutrientes no se están produciendo fenómenos de proliferación fitoplanctónica, por lo que el riesgo de bloom fitotóxicos está igualmente contenido.

VALORACIÓN: Al igual que la calidad de agua se trataría de un impacto negativo, de naturaleza acumulativa e indirecta pues ocurre vía enriquecimiento en los nutrientes disueltos en el agua, que afecta a una considerable masa de agua y se produciría de forma estacional, principalmente en relación a los bloom fitoplanctónicos invernales, por tanto de forma periódica y temporal. Dado el corto ciclo de vida de estos organismos y su deriva según corrientes el efecto no es permanente sino reversible y recuperable a corto plazo.

Hasta la fecha no se ha verificado signos de eutrofización en relación a la presencia del PCMG (Figura 72) y las predicciones del modelo indican que tampoco la ampliación debería ocasionarlas. (Magnitudes → 0,23 - 0,26 - 0,30 - 0,27 para cada alternativa).

6.4.9 Actividad pesquera

En cierto sentido las jaulas de acuicultura pueden ser consideradas como arrecifes artificiales flotantes, donde un importante número de especies encuentra refugio y una fuente segura de alimentación, pero al tiempo están sometidos a un mayor riesgo de captura, observándose importantes concentraciones de peces, especialmente planctívoros. En el Mediterráneo se han descrito comunidades agregadas en torno a las

jaulas integradas por hasta 30 especies, aunque claramente dominadas por sólo 1-3 (princp. Mugilidae; *Trachurus mediterraeus*, *Sardinella aurita* y *Boops boops*) (Dempster et al. 2002, Boyera et al. 2004; Tuya et al. 2005, Dempster, 2005). De forma local en la costa regional (Mazarrón) han sido descritas las siguientes densidades en el entorno de las instalaciones acuícolas (Vita et al 2004).

Especie	Densidades
Columna de agua	Ind/1000 m ³
<i>Dicentrarchus labrax</i>	12
<i>Diplodus annularis</i>	15
<i>Oblada melaneura</i>	15
<i>Sarpa salpa</i>	5
<i>Mugilidae</i>	86
Bentos	
<i>Diplodus vulgaris</i>	7
<i>Lithogbathus mormyrus</i>	7
<i>Mullus barbatus</i>	2
<i>Bothus podas</i>	2
<i>Mugilidae</i>	3

Estos agregados están mayoritariamente compuestos por adultos (80%) y experimentan importantes variaciones estacionales. Su presencia reviste especial interés por su utilidad de cara a reducir el vertido particulado del que se alimentan.



Fotografía 6.1: Excepcional concentración de pequeños pelágicos oportunistas bajo una de las jaulas de cultivo.

Es práctica habitual la pesca profesional y deportiva de estas congregaciones, pero de forma específica en el PCMG estas actividades están prohibidas para evitar la creación de un “efecto sumidero”. Esta medida ha sido muy elogiada y de hecho algunos autores han sugerido que estas zonas de exclusión pesquera cumplirían funciones similares a las de una Reserva Marina debido a la diversidad de especies que albergan

y a su potencial para salvaguardar una parte del stock reproductor (Dempster *et al.* 2002; Boyra *et al.*, 2004; Tuya *et al.*, 2005), aunque se precisarían estudios detallados para verificar esta función. También se ha propuesto que sería factible la pesca selectiva de aquellas especies no sobreexplotadas facilitando así las capturas a los pescadores profesionales (Dempster y Sánchez-Jerez, 2008), pero esta medida comportaría un aumento del riesgo enmalles entre artes y fondeos, de colisiones y hasta de escapes, además de ir en merma del papel fundamental de estos cardúmenes como “biofiltros naturales” ya comentado en el apartado 6.4.3.

No obstante aún así no son raras las críticas desde agrupaciones profesionales en relación al desplazamiento de los caladeros tradicionales hacia el entorno de las jaulas. Este tipo de crítica carece de argumentos, en primer lugar porque el verdadero problema sería la autorización de la pesca en el entorno de las instalaciones, en tal caso este efecto sí sería analizable sobre los cardúmenes locales. Tampoco se ha observado un aumento de la presión predatora (ej. delfines) sobre estas poblaciones, ni los predadores han experimentado un crecimiento demográfico. En segundo lugar este tipo de congregaciones ocurren en respuesta a una fuente adicional de recursos tróficos, por lo que no suponen tanto un desplazamiento de caladeros locales, como un aumento de sus efectivos regionales.

Debe significarse que ante el actual escenario de sobreexplotación de caladeros y tendencia recesiva generalizada de la pesca, la acuicultura ha emergido como una alternativa real capaz de compensar el declive de la actividad pesquera.

VOLUMEN DE CAPTURAS POR MODALIDAD DE PESCA Y COFRADÍAS										
kilogramos - Año 2012										
	SAN PEDRO	10-11 Δ %	CARTAGENA	10-11 Δ %	MAZARRON	10-11 Δ %	AGUILAS	10-11 Δ %	REGION	10-11 Δ %
ARTES MENORES	322.467,52	16,8	157.968,15	-9,6	61.744,60	-50,2	158.219,75	16,8	700.400,02	-1,4
ARRASTRE	225,80	50,8	299.550,85	-10,9	150.843,91	-16,2	120.333,55	-14,7	570.954,11	-13,1
CERCO	268.446,80	1,3	74.404,30	-43,2	2.467.874,20	1,9	501.547,40	22,9	3.312.272,70	2,7
PALANGRE SUPERFICIE	2.221,20	19,2	42.482,10	-69,7			16.344,50	-10,0	61.047,80	-61,9
ALMADRABA									194.785,81	-52,1
Total.....	593.361,32	9,2	574.405,40	-26,5	2.680.462,71	-1,7	796.445,20	13,3	4.839.460,44	-6,2
IMPORTE DE CAPTURAS POR MODALIDAD DE PESCA Y COFRADÍAS										
Euros - Año 2012										
	SAN PEDRO	10-11 Δ %	CARTAGENA	10-11 Δ %	MAZARRON	10-11 Δ %	AGUILAS	10-11 Δ %	REGION	09-10 Δ %
ARTES MENORES	1.897.310,65	10,9	843.466,87	-11,7	222.761,56	-38,1	618.177,82	-10,6	3.581.716,90	-3,7
ARRASTRE	631,54	445,4	1.971.782,10	-11,5	949.775,71	-9,4	1.330.004,35	-8,8	4.252.193,70	-10,2
CERCO	243.599,22	29,0	158.837,87	-9,5	3.460.473,14	92,8	708.239,14	132,0	4.571.149,37	85,5
PALANGRE SUPERFICIE	13.327,20	16,3	229.165,50	-76,1			93.845,00	-9,6	336.337,70	-68,7
ALMADRABA									515.730,73	-26,5
Total.....	2.154.868,61	12,7	3.203.252,35	-25,8	4.633.010,41	44,6	2.750.266,31	7,4	13.257.128,41	4,4

Figura 75: Variación en las capturas pesqueras según cofradías entre los años 2010-2011 (tomado de la web del Servicio de Pesca de la CARM)

A la luz de estos resultados parece lógico considerar finalmente este impacto como **no significativo** por lo que no se caracteriza ni valora.

6.4.10 Impacto sobre la calidad del aire y el cambio climático

La acuicultura como cualquier otro sector de producción de alimentos es un contribuyente más a las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI), asociadas a cualquier país. La evaluación de la huella de carbono de los productos acuícolas, como un subgrupo clave en el sector de la alimentación, es una herramienta efectiva para cuantificar la magnitud de los efectos sobre la calidad del aire y cambio climático.

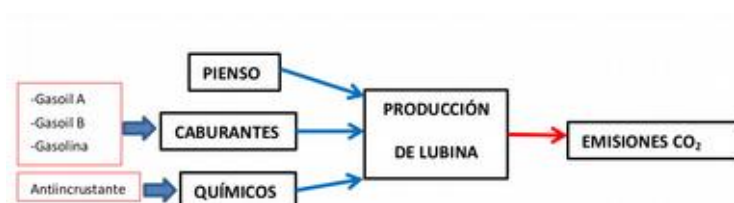


Figura 76: Diagrama de flujo de las principales variables que contribuyen a las emisiones de CO₂ en una instalación de acuicultura marina en jaulas flotantes.

El cálculo de la huella de carbono se ha realizado para el engorde de la lubina, por lo que los datos necesarios han sido las contribuciones de CO₂ de la fabricación del pienso, de los carburantes utilizados en los camiones de pienso, siembras, barcos, lancha motora, máquina elevadora y cañones o tolvas de alimentación.

HUELLA DE CARBONO DEL PIENSO

De forma general la producción de una tonelada de pienso para la acuicultura marina emite a la atmósfera aproximadamente 101,07 Kg de CO₂ (Iribarren *et al.* 2012), con ligeras diferencias debidas a su composición selectiva para diferentes especies y según sea para engorde o preengorde .

Para el caso concreto de la lubina el total de emisiones de CO₂ es 141.6 kg CO₂ equivalente/tm pienso, aportando el pienso de engorde 124,996 kg CO₂ equivalente/tm pienso, mientras que el de pre-engorde 16.554 CO₂ equivalente/tm pienso (Perelló, P.I., 2014). Para las cuatro alternativas se conserva una huella de carbono de 0,25 Kg CO₂ por kilo de lubina producido (ver tabla 6.11).

Tabla 6.11: La huella de carbono (HC) del pienso por kilogramo de lubina resultante para cada alternativa durante cada mes del ciclo de cultivo y la suma al final del ciclo de 19 meses.

HC (Kg CO ₂)= Pienso (tm) X Factor emisión (Kg CO ₂ eq/tm)																
	Alternativa 0			Alternativa 1			Alternativa 2			Alternativa 3			Alternativa 4			
Ciclo	Pienso (tm)	Biomasa (tm)	HC (Kg CO2)	Pienso (tm)	Biomasa (tm)	HC (Kg CO2)	Pienso (tm)	Biomasa (tm)	HC (Kg CO2)	Pienso (tm)	Biomasa (tm)	HC (Kg CO2)	Pienso (tm)	Biomasa (tm)	HC (Kg CO2)	
31/01/16	41,4	118	5860,2	63,0	177	8917,7	72,0	206	10191,6	82,8	236	11720,3	82,8	236	11720,3	
29/02/16	27,0	133	3821,9	39,6	199	5605,4	46,8	232	6624,5	52,2	265	7388,9	52,2	265	7388,9	
31/03/16	54,0	163	7643,7	81,0	244	11465,6	95,4	285	13503,9	109,8	326	15542,2	109,8	326	15542,2	
30/04/16	66,6	200	9427,2	102,6	301	14523,0	118,8	351	16816,1	135,0	401	19109,3	135,0	401	19109,3	
31/05/16	68,4	238	9682,0	99,0	356	14013,5	117,0	416	16561,4	133,2	475	18854,5	133,2	475	18854,5	
30/06/16	91,8	289	12994,3	140,4	434	19873,6	163,8	507	23185,9	187,2	579	26498,2	187,2	579	26498,2	
31/07/16	106,2	348	15032,6	158,4	522	22421,5	185,4	610	26243,4	212,4	697	30065,2	210,6	696	29810,4	
31/08/16	131,4	421	18599,7	198,0	632	28026,9	230,4	738	32613,1	262,8	843	37199,3	264,6	843	37454,1	
30/09/16	144,0	501	20383,2	216,0	752	30574,8	250,2	877	35415,8	286,2	1002	40511,6	286,2	1002	40511,6	
31/10/16	181,8	602	25733,8	271,8	903	38473,3	318,6	1054	45097,8	363,6	1204	51467,6	363,6	1204	51467,6	
30/11/16	217,8	723	30829,6	329,4	1086	46626,6	383,4	1267	54270,3	437,4	1447	61914,0	437,4	1447	61914,0	
31/12/16	282,6	880	40002,0	423,0	1321	59875,7	493,2	1541	69812,5	565,2	1761	80004,1	563,4	1760	79749,3	
31/01/17	318,6	1057	45097,8	477,0	1586	67519,4	556,2	1850	78730,1	635,4	2114	89940,9	637,2	2114	90195,7	
28/02/17	352,8	1253	49938,8	529,2	1880	74908,3	617,4	2193	87393,0	705,6	2506	99877,7	703,8	2505	99622,9	
31/03/17	464,4	1511	65735,8	696,6	2267	98603,7	813,6	2645	115165,1	930,6	3023	131726,4	930,6	3022	131726,4	
30/04/17	547,2	1815	77456,2	822,6	2724	116439,0	959,4	3178	135803,1	1096,2	3632	155167,1	1096,2	3631	155167,1	
31/05/17	669,6	2187	94781,9	1002,6	3281	141918,0	1171,8	3829	165868,3	1337,4	4375	189309,0	1337,4	4374	189309,0	
30/06/17	786,6	2624	111343,2	1180,8	3937	167142,2	1377,0	4594	194914,4	1575,0	5250	222941,3	1573,2	5248	222686,5	
31/07/17	977,4	3167	138351,0	1467,0	4752	207653,9	1710,0	5544	242050,5	1954,8	6336	276701,9	1954,8	6334	276701,9	
TOTAL	5529,6		782714,9	8298,0		1174581,9	9680,4		1370260,6	11062,8		1565939,3	11059,2		1565429,8	
	0,247 Kg CO ₂ /kg lubina			0,247	Kg CO ₂ /kg lubina			0,247 Kg CO ₂ /kg lubina			0,247 Kg CO ₂ /kg lubina			0,247 Kg CO ₂ /kg lubina		
Factor de emisión				141,6	(Kg CO2 eq/tm)											

Tabla 6.12: La huella de carbono (HC) del combustible consumido por kilogramo de lubina resultante para cada alternativa durante cada mes del ciclo de cultivo y la suma al final del ciclo de 19 meses.

HUELLA DE CARBONO DEL COMBUSTIBLE															
HC (Kg CO2)= Combustible (L) X Factor emisión (Kg CO2 eq/L)															
Ciclo	Alternativa 0			Alternativa 1			Alternativa 2			Alternativa 3			Alternativa 4		
	Gasoil (L)	Biomasa (tm)	HC (Kg CO2)	Gasoil (L)	Biomasa (tm)	HC (Kg CO2)	Gasoil (L)	Biomasa (tm)	HC (Kg CO2)	Gasoil (L)	Biomasa (tm)	HC (Kg CO2)	Gasoil (L)	Biomasa (tm)	HC (Kg CO2)
31/01/16	1299,0	118	3298,2	1322,0	177	3356,6	1333,3	206	3385,3	1345,0	236	3414,9	1421,6	236	3609,5
29/02/16	1464,1	133	3717,4	1493,1	199	3791,1	1507,6	232	3827,9	1522,1	265	3864,7	1618,8	265	4110,0
31/03/16	1794,4	163	4556,0	1838,0	244	4666,7	1860,1	285	4722,7	1882,1	326	4778,8	2028,4	326	5150,1
30/04/16	2201,7	200	5590,1	2268,4	301	5759,5	2301,4	351	5843,4	2334,5	401	5927,2	2555,7	401	6489,0
31/05/16	2620,0	238	6652,3	2712,8	356	6887,8	2759,9	416	7007,5	2806,3	475	7125,2	3116,8	475	7913,5
30/06/16	3181,5	289	8077,8	3319,9	434	8429,1	3389,5	507	8606,0	3458,3	579	8780,5	3919,6	579	9951,8
31/07/16	3831,0	348	9726,9	4031,0	522	10234,6	4132,1	610	10491,4	4232,1	697	10745,3	4897,5	696	12434,8
31/08/16	4634,6	421	11767,3	4928,0	632	12512,1	5075,4	738	12886,3	5221,3	843	13257,0	6199,2	843	15739,9
30/09/16	5515,3	501	14003,3	5930,6	752	15057,8	6137,4	877	15582,9	6344,2	1002	16108,0	7725,8	1002	19615,8
31/10/16	6627,2	602	16826,3	7225,6	903	18345,8	7525,8	1054	19108,0	7824,0	1204	19865,2	9818,8	1204	24929,9
30/11/16	7959,2	723	20208,4	8825,9	1086	22409,1	9258,1	1267	23506,4	9687,9	1447	24597,6	12569,1	1447	31913,1
31/12/16	9687,5	880	24596,6	10969,2	1321	27850,8	11608,6	1541	29474,2	12247,9	1761	31097,5	16507,6	1760	41912,7
31/01/17	11636,0	1057	29543,9	13482,7	1586	34232,5	14404,3	1850	36572,4	15325,8	2114	38912,3	21475,5	2114	54526,3
28/02/17	13793,7	1253	35022,3	16388,3	1880	41609,9	17683,6	2193	44898,5	18978,8	2506	48187,1	27609,5	2505	70100,6
31/03/17	16633,9	1511	42233,5	20406,5	2267	51812,1	22292,8	2645	56601,4	24179,1	3023	61390,7	36741,0	3022	93285,5
30/04/17	19980,5	1815	50730,6	25429,2	2724	64564,8	28150,6	3178	71474,3	30871,9	3632	78383,8	49008,2	3631	124431,9
31/05/17	24075,7	2187	61128,2	31977,4	3281	81190,5	35935,4	3829	91240,0	39879,0	4375	101252,8	66198,6	4374	168078,2
30/06/17	28886,5	2624	73342,7	40264,8	3937	102232,4	45958,3	4594	116688,2	51643,2	5250	131122,1	89524,9	5248	227303,7
31/07/17	34864,1	3167	88519,9	51442,0	4752	130611,2	59725,7	5544	151643,5	68009,4	6336	172675,9	123195,8	6334	312794,1
PESCA	25250,0	0	64109,8	37887,0	0	96195,0	44201,5	0	112227,5	50515,9	0		50500,0	0	
TOTAL	225936,0		573651,5	254255,3		741749,3	281039,9		713560,3	307793,1		781486,6	486132,5		1234290,4
Incrementos de consumo respecta Alt 0				12,53 %			24,39 %			36,23 %			115,16 %		
HC/Kg	0,181Kg CO2 /kg lubina			0,156	Kg CO2 /kg lubina			0,129	Kg CO2 /kg lubina			0,123	Kg CO2 /kg lubina		
												1 tren jaulas	2 trenes jaulas		
Factor de emisión				2,539	(Kg CO2 eq/L)			Incremento de consumo en maniobras por Tm de pescado				0,03 %	0,08 %		

La huella de carbono total para el engorde de lubina se obtiene sumando los kilogramos de CO₂ equivalente de los carburantes más los del pienso:

Alt 0	Alt 1	Alt 2	Alt 3	Alt 4
0,428	0,403	0,376	0,370	0,442

Las HC por kilogramo de pescado disminuyen en las alternativas 1, 2 y 3, en relación a la situación actual, debido a que para un incremento mínimo en maniobras se produce hasta el doble de pescado; sin embargo, en la alternativa 4 se incrementa, debido a la distribución del pescado en dos trenes de jaulas.

La contribución de las emisiones de CO₂ por parte del sector acuícola es ínfima, en comparación con otros sectores alimenticios o incluso comparado con el sector pesquero tradicional (ver tabla 6.13). El rendimiento en la producción acuícola depende del porcentaje de harina y aceite de pescado. Cuando las cantidades de este porcentaje son mínimas, es porque son sustituidas por fuentes proteicas de origen vegetal, lo que provoca un aumento en los kilogramos de CO₂ equivalente. Esto se debe a que el origen de las fuentes vegetales puede aumentar el carburante consumido por el transporte, hasta el lugar de destino.

Tabla 6.13: La huella de carbono de diferentes especies de pesca tradicional.

Especie	Año	Pesquería/arte	kg CO ₂ /kg
Merluza	2009	Atlántico Norte/palangre	7,21
Merluza	2009	Atlántico Norte/arrastre	6,96
Rapante	2009	Atlántico Norte/arrastre	8,41
Rape negro	2009	Atlántico Norte/arrastre	10,43
Cigala	2009	Atlántico Norte/palangre	28,30
Congrio	2009	Atlántico Norte/palangre	3,88
Castañeta	2009	Atlántico Norte/palangre	3,49
Maruca	2009	Atlántico Norte/palangre	3,13
Cabra	2009	Atlántico Norte/palangre	6,94
Bertorella	2009	Atlántico Norte/palangre	6,25
Atún patudo	2009	Azores/palangre	20,45
Alfonsino	2009	Atlántico Norte/palangre	3,49
Marrajo	2009	Azores/palangre	9,02
Marrajo sardinero	2009	Azores/palangre	9,02
Pez espada	2009	Azores/palangre	14,24
Tintorera	2009	Azores/palangre	3,37
Sepia	2009	Mauritania/arrastre	6,39
Pulpo	2009	Mauritania/arrastre	7,35
Pota pequeña	2009	Mauritania/arrastre	6,91
Merluza de cola	2011	Chile/arrastre	2,5

Fuente: Vázquez-Rowe (2012); Vázquez-Rowe et al. (2013)

incremento de la temperatura modificando la disponibilidad de nutrientes e incremento de la estratificación en aguas del talud continental u oceánicas. (Castro et al. 2009)

6.4.11 Incremento de la actividad económica

La acuicultura es una actividad netamente exportadora que generó para la Región de Murcia unos ingresos por valor anual de **86 millones de euros** en el año 2015, mostrando una clara tendencia de crecimiento interanual (Figura 79). Estas cifras son bastante más elevadas respecto a los 14,2 millones de euros que facturó la pesca desembarcada en toda la Región durante el mismo año sin una tendencia marcada durante los últimos años (Figura 79).

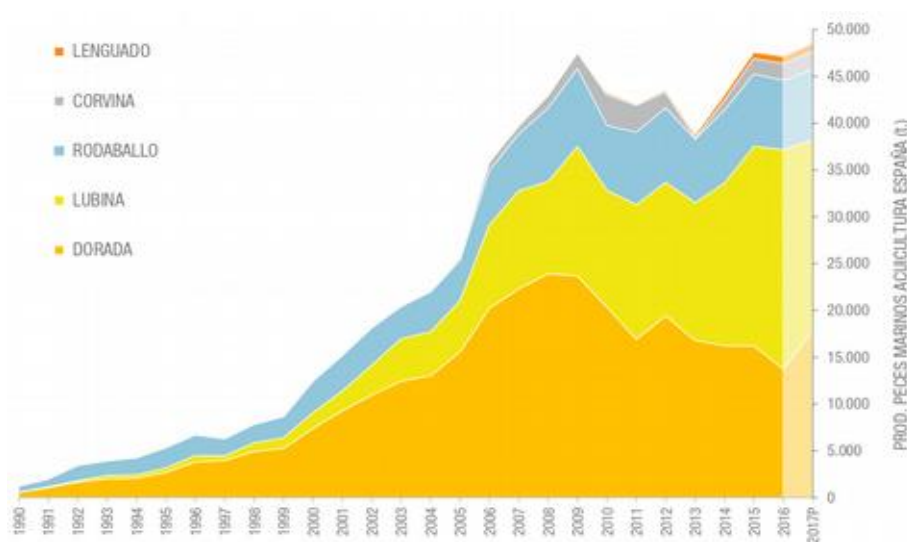


Figura 78: Evolución de la cosecha de pescados marinos de acuicultura en España en el periodo 1990-2016 (y previsión para 2017). (Fuente: APROMAR Informe 2017)

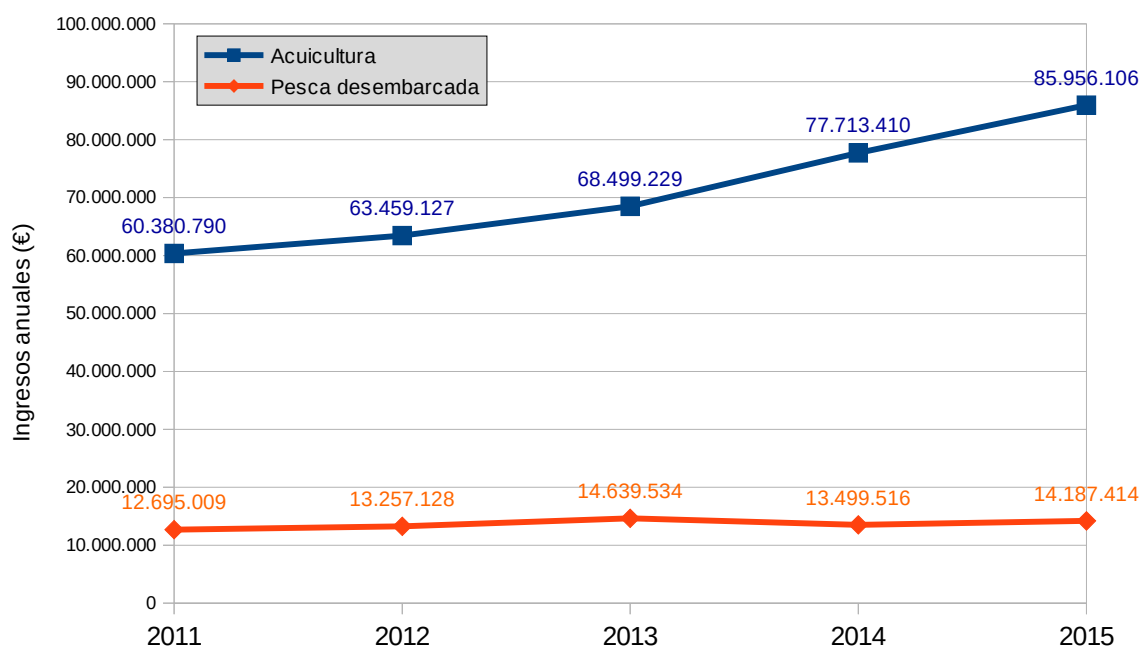


Figura 79. Evolución de los ingresos anuales (€) de la producción acuícola y pesca desembarcada en la Región de Murcia según datos de la Consejería de Agua, Agricultura y Medio Ambiente. Dirección General de Agricultura, Ganadería, Pesca y Acuicultura (mayo-2016).

La ampliación va a permitir una mejora competitiva de las empresas gracias a los efectos de la economía de escala. Autores como Merinero *et al.* (2005) estimaron un coste de producción para 500 t de dorada sobre los 3,88 €/kg, que pasaría a 3,32 €/kg y 3,24 €/kg para 2000 y 2500 t respectivamente. Obviamente habría que actualizar esta información a los costes actuales de pienso, pero en cualquier caso estos cálculos dejan claro que el aumento de producción permitiría mantener la rentabilidad de la empresa en caso de reducción del precio de venta.

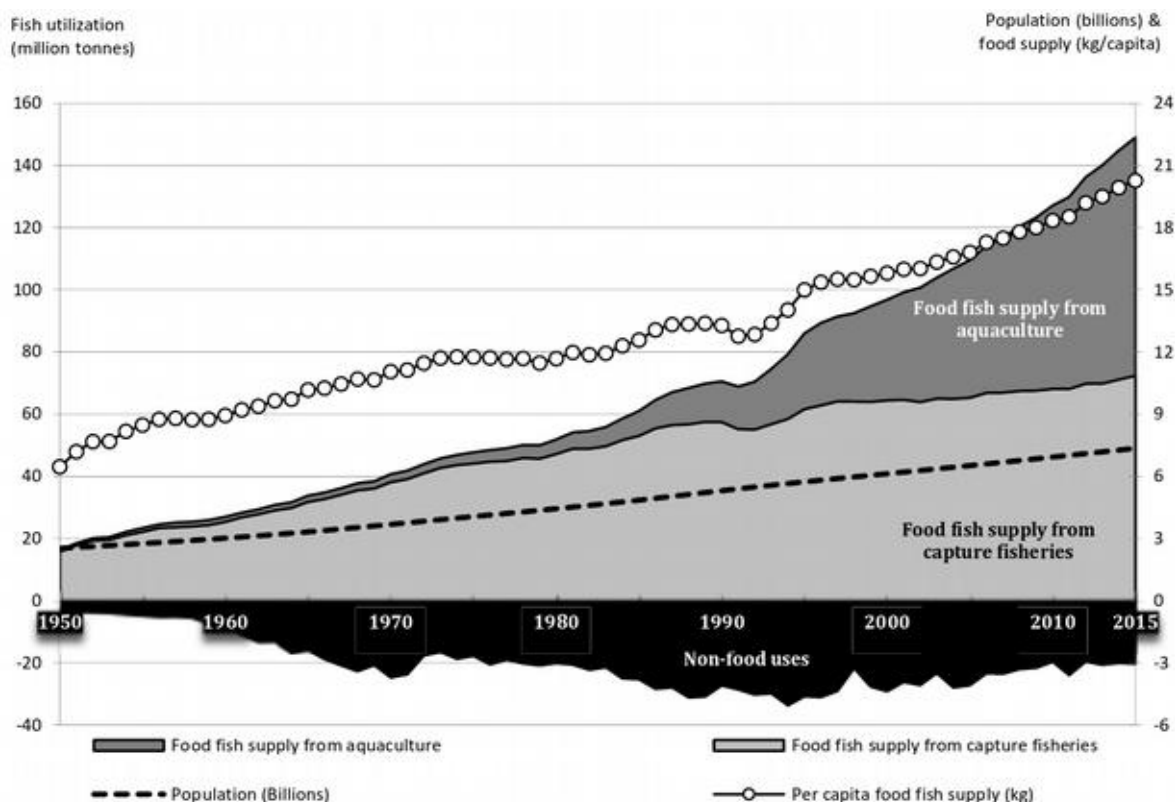


Figura 80: Utilización y suministro mundiales de pescado. Fuente: FAO.

Además del valor económico la acuicultura aporta **empleo directo** a más 150 personas, distribuidas en oficios como patrones de barco, mecánicos, marineros, buceadores, vigilantes, etc. Mientras que en tierra nos encontramos con otros 120 puestos de trabajo, entre personal de administración, procesado y envasado, transporte, mantenimiento de jaulas de acuicultura y embarcaciones, etc. Lo que suponen unos **1.100 puestos de trabajo indirectos**.

Finalmente en torno al PCMG se desarrolla una importante labor investigadora pues se trata de una plataforma en donde tanto centros de investigación estatal, como el Instituto Español de Oceanografía, como centros de investigación autonómicos, como la Universidad de Murcia, la Universidad Politécnica de Cartagena y el Instituto Murciano de Investigación y Desarrollo Agrario y Alimentario han llevado a cabo numerosos proyectos de investigación en disciplinas tan punteras como la reproducción del atún rojo en cautividad, siendo uno de los grupos empresariales y en colaboración con la Consejería de Agricultura y Agua, el IEO y la UPCT, el primero a nivel europeo que ha conseguido reproducir esta especie en cautividad y posteriormente llevar los ejemplares nacidos ha jaulas en mar abierto, donde se encuentran en la actualidad, y obteniendo por ello **“XI Premio Jacumar de Investigación en Acuicultura”** concedido por la Secretaría de Estado de Investigación, Desarrollo e Innovación, dependiente del Ministerio de Economía y Competitividad del Gobierno de España.

El aumento de producción solicitado resulta vital para esta actividad económica en la Región, de cara a mantener la competitividad frente a la competencia ejercida por países como Grecia y Turquía con sectores acuícolas fuertemente subvencionados y frente a la cual, la adopción de una economía de escala es la única solución.

De obtenerse la ampliación, las perspectivas de crecimiento son muy altas y competitivamente favorables respecto al resto de autonomías. La concentración de la actividad en un polígono ha creado finalmente importantes sinergias y fortalezas entre las empresas, como la reciente construcción de siete almacenes en el mismo puerto de SP, la decisión de algunos grupos empresariales de centralizar aquí toda su producción nacional, la profesionalización del sector o la creación de importantes alianzas de cara a la investigación y desarrollo. Considerados conjuntamente los beneficios que la ampliación del PCM-G aporta al desarrollo regional van mucho más allá de los datos económicos. Se trata claramente de un **impacto positivo**.

Su acción aparecería de forma inmediata vía contratación, inversiones, impuestos, se considera que su influencia sería regional tanto por el volumen económico como por sus interrelaciones. La influencia sería permanente pero también desaparecería de forma rápida tras el cese de la actividad. (Magnitudes → 0,30 - 0,35 - 0,40 - 0,40 para cada alternativa 1-4).

6.4.12 Interacción con la planificación territorial

Tal y como ha sido comentado en el apartado 5.9 PLANIFICACIÓN TERRITORIAL, el ámbito de localización del PCMG interactúa con dos proyectos que se pretenden desarrollar en la zona y que se encuentran en diferentes fases de desarrollo:

- Puerto de contenedores del Gorguel: El proyecto se encuentra en proceso de obtención de la correspondiente DIA mediante procedimiento de Evaluación de Impacto Ambiental. Tal y como se puede observar en la Figura 46, se ubicaría sobre el propio PCMG lo que obligaría a buscar una alternativa de ubicación para el mismo.
- Dragado de la Bahía de Portman y construcción de nuevo puerto deportivo: Los trabajos de dragado se encuentran, actualmente, en proceso de ejecución siendo este proyecto el que puede afectar directamente sobre el PCMG por la redisolución de metales pesados depositados en el sedimento.

Dado que ambos proyectos son posteriores a la creación y aprobación del PCMG y en este trabajo únicamente se valora el aumento en la producción del mismo, quedando su configuración y extensión sin alteración, se descarta el impacto sobre la planificación territorial. Son estos proyectos los que deben tener en cuenta la ubicación y características del PCMG en sus correspondientes medidas preventivas y correctoras para mitigar los efectos que se puedan ejercer sobre el mismo.

6.5 TOTALIZACIÓN DE LOS IMPACTOS

Para calcular el valor de cada impacto se recurre al cálculo de su magnitud y su índice de incidencia, que posteriormente se multiplican entre sí.

El cálculo de la incidencia de cada impacto (Tabla 6.14), se ha realizado teniendo en cuenta su caracterización la cual, en el caso que nos ocupa de aumento de producción, se considera similar para todas las alternativas valoradas.

A su vez, la determinación de la magnitud se ha realizado partiendo de una situación actual de actividad del PCMG por lo que se ha valorado, para cada alternativa, el incremento del factor de impacto provocado sobre la situación basal actual (Tabla 6.15).

El valor final del impacto se ha establecido tendiendo en cuenta la siguiente clasificación:

Tabla 6.14: Cálculo del índice de incidencia negativa estandarizado (aplica a todas las alternativas).

Fase de funcionamiento	Identificador	Temporalidad	Extensión	Momento	Reversibilidad	I	I Estandar
Impacto columna de agua	ContAgua	1	3	3	1	15	0,50
Impacto calidad sedimento	CalSed	3	2	3	2	16	0,56
Impacto sobre com. Detritico costero	DetCost	3	2	3	2	16	0,56
Impacto praderas de P. oceanica	RecPosi	3	3	2	3	20	0,81
Impacto sobre pobl icticas	PoblIct	3	3	2	2	18	0,69
Impacto sobre las comunidades de roca	ComRoc	1	3	3	2	17	0,63
Impacto sobre comunidad planctónica	RiEutrof	1	3	3	1	15	0,50
Impacto sobre actividad socio-económica	SocEcon	3	3	3	1	17	0,63

Tabla 6.15: Valoración de final de los impactos para las tres alternativas.

Impacto / Factor ambiental (Alt1. 3000 Tm)	Identificador	I Estandar	Magnitud	Valor Impacto	Impacto
Impacto columna de agua	ContAgua	0,50	0,30	0,15	COMPATIBLE
Impacto calidad sedimento	CalSed	0,56	0,30	0,17	COMPATIBLE
Impacto sobre com. Detritico costero	DetCost	0,56	0,19	0,11	COMPATIBLE
Impacto praderas de P. oceanica	RecPosi	0,81	0,15	0,12	COMPATIBLE
Impacto sobre pobl icticas	PoblIct	0,69	0,15	0,10	COMPATIBLE
Impacto sobre las comunidades de roca	ComRoc	0,63	0,23	0,14	COMPATIBLE
Impacto sobre comunidad planctónica	RiEutrof	0,50	0,23	0,11	COMPATIBLE
Impacto sobre actividad socio-económica	SocEcon	0,63	0,30	0,19	POSITIVO

Impacto / Factor ambiental (Alt2. 3500 Tm)	Identificador	I Estandar	Magnitud	Valor Impacto	Impacto
Impacto columna de agua	ContAgua	0,50	0,35	0,18	COMPATIBLE
Impacto calidad sedimento	CalSed	0,56	0,36	0,20	MODERADO
Impacto sobre com. Detritico costero	DetCost	0,56	0,22	0,12	COMPATIBLE
Impacto praderas de P. oceanica	RecPosi	0,81	0,18	0,14	COMPATIBLE
Impacto sobre pobl icticas	PoblIct	0,69	0,18	0,12	COMPATIBLE
Impacto sobre las comunidades de roca	ComRoc	0,63	0,26	0,16	COMPATIBLE
Impacto sobre comunidad planctónica	RiEutrof	0,50	0,26	0,13	COMPATIBLE
Impacto sobre actividad socio-económica	SocEcon	0,63	0,35	0,22	POSITIVO

Impacto / Factor ambiental (Alt3. 4000 Tm)	Identificador	I Estandar	Magnitud	Valor Impacto	Impacto
Impacto columna de agua	ContAgua	0,50	0,40	0,20	COMPATIBLE
Impacto calidad sedimento	CalSed	0,56	0,40	0,23	MODERADO
Impacto sobre com. Detritico costero	DetCost	0,56	0,25	0,14	COMPATIBLE
Impacto praderas de P. oceanica	RecPosi	0,81	0,20	0,16	COMPATIBLE
Impacto sobre pobl icticas	PoblIct	0,69	0,20	0,14	COMPATIBLE
Impacto sobre las comunidades de roca	ComRoc	0,63	0,30	0,19	COMPATIBLE
Impacto sobre comunidad planctónica	RiEutrof	0,50	0,30	0,15	COMPATIBLE
Impacto sobre actividad socio-económica	SocEcon	0,63	0,40	0,25	POSITIVO

Impacto / Factor ambiental (Alt4. 4000 Tm)	Identificador	I Estandar	Magnitud	Valor Impacto	Impacto
Impacto columna de agua	ContAgua	0,50	0,35	0,18	COMPATIBLE
Impacto calidad sedimento	CalSed	0,56	0,36	0,20	MODERADO
Impacto sobre com. Detritico costero	DetCost	0,56	0,22	0,12	COMPATIBLE
Impacto praderas de P. oceanica	RecPosi	0,81	0,25	0,20	MODERADO
Impacto sobre pobl icticas	PoblIct	0,69	0,20	0,14	COMPATIBLE
Impacto sobre las comunidades de roca	ComRoc	0,63	0,33	0,21	MODERADO
Impacto sobre comunidad planctónica	RiEutrof	0,50	0,27	0,14	COMPATIBLE
Impacto sobre actividad socio-económica	SocEcon	0,63	0,40	0,25	POSITIVO

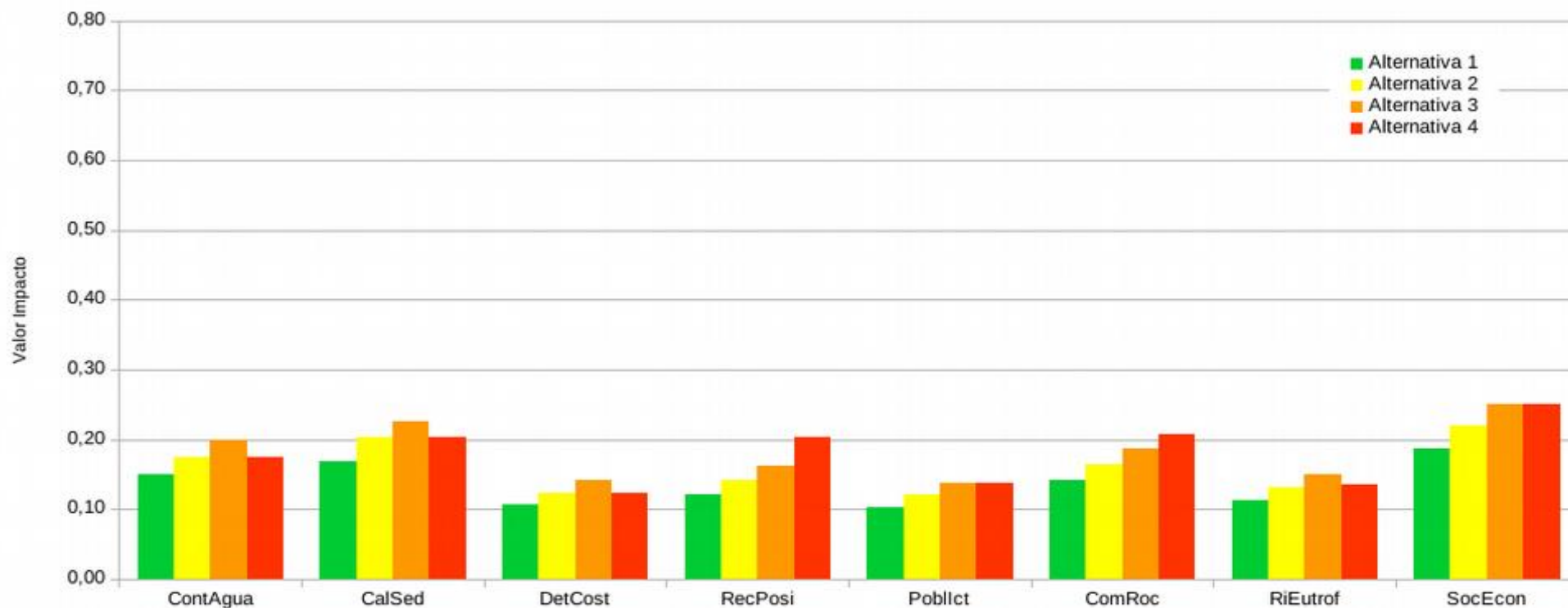


Figura 81: Gráfico comparativo entre los valores de impacto de las diferentes alternativas.

6.6 SELECCIÓN DE ALTERNATIVAS

Los resultados obtenidos para la zona de estudio dentro del PVA así como por el modelo de dispersión MOHID, ponen de manifiesto que:

- **El impacto del proyecto sobre la calidad de las aguas es COMPATIBLE para las cuatro alternativas de ampliación** dado que se aprecia la drástica reducción de las concentraciones de vertido a valores no significativos a escasos 300 m de las jaulas (figura 49). Bajo la situación actual los datos “in situ” no han detectado modificación en la calidad del agua, y las predicciones del modelo ecológico indican que el aumento de producción tampoco las provocará.
- **El impacto del proyecto sobre la calidad del sedimento es MODERADO o COMPATIBLE con valor alto para las cuatro alternativas de ampliación**, acorde con los datos obtenidos en el estudio mediante trampas de sedimentación (Tabla 11.18). Estos resultados de las trampas muestran una situación de transición (Hipóxico A) en los puntos bajo las jaulas (2,48 – 3,19 gC/m²/día), mientras que a los 70-100 m de distancia, la tasa de sedimentación decrece alcanzándose situaciones de normalidad según la escala establecida por Hargrave (2008). Bajo la situación actual los datos “in situ” no han detectado modificación en la calidad del sedimento, y las predicciones del modelo ecológico indican que el aumento de producción tampoco las provocará (Figuras 53, 54, 55 y 56).
- **El impacto del proyecto sobre la comunidad de detrítico costero es COMPATIBLE para las cuatro alternativas de ampliación**, dado que, tal y como se ha comentado en el apartado anterior, se aprecia la drástica reducción de tasas de sedimentación de vertido a valores no significativos a escasos 100 m de las jaulas y los resultados en los índices de diversidad (H') coinciden o superan, en algunos casos, a los esperados, lo que reafirma la capacidad de adaptación de estas comunidades locales a los incrementos de aportes de materia orgánica y condiciones incipientes de hipoxia (Tabla 6.5).
- **El impacto del vertido (particulado y disuelto) del proyecto sobre el hábitat 1120* Pradera de Posidonia es COMPATIBLE en las alternativas 1, 2 y 3; y MODERADO en la alternativa 4** dado que a partir de una distancia de 100 metros de las instalaciones de Lebeche Gorguel, S.L., aún considerando la ampliación a 4000 t (Alternativa 3), se alcanzan tasas de sedimentación basal propias del medio (vertido particulado. 0,48 gC/m²/día) (Figura 58) y que el incremento medio de nitrógeno de amonio (vertido disuelto) para las cuatro alternativas está entre 0,005 y 0,006 mg-N/l (ver tabla 6.9), esto

es un 6,93% sobre la concentración basal del medio establecida en 0,0722 mg N-NH₄/L. Sólo de forma puntual, el 13% (tabla 6.8) de las direcciones de corriente registradas durante el año 2014-2015, dirigen el vertido hacia las estaciones de pradera produciendo incrementos de hasta 0,064 mg-N/l (tabla 6.9) que son muy breves en la serie temporal (30 min). .

- **El impacto del proyecto sobre las comunidades de rocoso infralitoral es COMPATIBLE en las alternativas 1, 2 y 3; y MODERADO en la alternativa 4** por idénticos motivos a los expuestos para la Posidonia.
- **El impacto del proyecto sobre la comunidad planctónica por riesgo de eutrofización es COMPATIBLE para las cuatro alternativas de ampliación**

El computo final de los impactos negativos, muestra que la alternativa 4 es la que mayores repercusiones negativas tendría sobre las comunidades de pradera de Posidonia y Rocosos infralitoral, afectando de manera moderada a estas comunidades, además desde el punto de vista técnico, esta alternativa supone cambios significativos en la infraestructuras necesarias, además del incremento en las tareas de mantenimiento y alimentación. Entre las alternativas 1, 2 y 3 no presentan diferencias significativas entre si, excepto que la 2 y 3 presentan un impacto moderado sobre la calidad del sedimento. Sin embargo, dado que este impacto se produce sobre un sedimento muy deteriorado por los residuos de la minería y de bajo valor ecológico, es la valoración positiva sobre la actividad socio-económica la que decanta la selección de la alternativa 3 como la de mayor idoneidad.

7. MEDIDAS CORRECTORAS

Una vez identificados, caracterizados y valorados los impactos procede introducir medidas correctoras que disminuyan, en lo posible, los efectos derivados de las actuaciones a realizar para el desarrollo del proyecto.

7.1 FASE DE CONSTRUCCIÓN

En la fase de construcción, por la escasa magnitud de las actuaciones (calado de los muertos e instalación de las jaulas), se prevé que el impacto sea apenas perceptible, por tanto no se necesitan aplicar medidas correctoras.

7.2 FASE FUNCIONAMIENTO

7.2.1 VERTIDO MATERIA ORGÁNICA PARTICULADA

Del análisis de las matrices de caracterización y valoración de impactos se desprende que las acciones sobre las que se pueden aplicar más fácilmente medidas correctoras son para la acción *Presencia de la Instalación* en relación a la aparición de “fouling” y depósito del mismo en el sedimento, para la *Influencia del Vertido* en su acción directa o vertical (restos de mayor tamaño del alimento) y *Tareas de Mantenimiento* (pérdida y depósito de materiales, herramientas, etc., en los fondos).

1. Se ha comprobado que en última instancia las zonas con elevadas tasas de sedimentación ($>2 \text{ gCm}^{-2}\text{día}^{-1}$) y riesgo de hipoxia en sedimento, son consecuencia directa del vertido de partículas pesadas, especialmente restos de alimentación (carnada). En términos generales se considera habitual pérdidas entre el 3-7%. Se considera factible que la adopción de un control más exhaustivo baje estas pérdidas al 2%. Para ello basta supervisar la alimentación de los peces en todo momento por buceadores o mecanismos de visualización submarina, de manera que cuando los peces estabulados dejen de comer no se les suministrará más comida. Evitando de esta manera la pérdida de alimento, y su posterior deposición en el fondo con la consiguiente acumulación de materia orgánica.
2. Se debe mantener la prohibición de pesca en el interior de las concesiones, las concentraciones de cardúmenes en el entorno de las jaulas han demostrado ser un potente “biofiltro natural” para eliminar los restos de alimento, mejorar la

oxigenación del sedimento.

3. En el caso de cultivos bien gestionados, no se producen acumulaciones de alimento no consumido en el fondo. No obstante, existen ciertas tareas de mantenimiento que pueden ocasionar el depósito de diferentes materiales en el fondo (redes, plomos, utensilios de trabajo, etc.). Se incluirá dentro de las tareas de supervisión y mantenimiento de las instalaciones, una inspección del fondo y retirada de los posibles materiales que se depositen en el fondo.
4. Se realizará la limpieza periódica y manual del *fouling* de las estructuras sumergidas, evitando su depósito en el fondo.

7.2.2 VERTIDOS ACCIDENTALES Y NUTRIENTES

La disminución en el vertido particulado supondrá asimismo un menor aporte de nutrientes disueltos por lixiviación y remineralización de la materia orgánica particulada desde el sedimento.

Resultaría aconsejable el desarrollo de un Plan de Contingencias frente a vertidos que afecten a la calidad de la columna de agua tal y como aconseja APROMAR en su *“Guía de Buenas Prácticas para reducir el impacto de las actividades acuícolas sobre el medio ambiente y llevar a cabo una gestión sostenible de las especies cultivadas* (ver más adelante).

7.2.3 MANUAL DE BUENAS PRÁCTICAS EN ACUICULTURA

La asociación APROMAR, Asociación Empresarial de Productores de Cultivos Marinos de España, organización de ámbito nacional y carácter profesional, está reconocida desde 1986 como Organización de Productores (OP-30), promovió un proyecto denominado AcuiVerde, dentro del cual se enmarcaba un actividad consistente en la elaboración de una guía de buenas prácticas, en concreto la *“Guía de Buenas Prácticas para reducir el impacto de las actividades acuícolas sobre el medio ambiente y llevar a cabo una gestión sostenible de las especies cultivadas”*. Dicho proyecto fue financiado por el entonces Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente y el Fondo Social Europeo.

En su introducción se apunta como *“la acuicultura comenzó a importar el concepto de códigos de gestión desde mediados de los años noventa y comenzó a aplicarlas en un esfuerzo por mitigar sus impactos. Los primeros documentos han sido el Código de Conducta para la Pesca Responsable de FAO (1995), las Directrices de Holmenkollen para la Acuicultura Sostenible (1998) y el Código de Conducta de la Federación Europea de Productores de Acuicultura (2000). Al igual que cualquier otra industria, la*

acuicultura representa impactos ambientales y sociales potencialmente adversos”.

En dicha “Guía de Buenas Prácticas” se ofrece una visión general sobre las interacciones entre la acuicultura marina y su entorno, repasa la legislación ambiental por la que se ha de regir esta actividad en España y finalmente propone una serie de recomendaciones de aplicación voluntaria de actuación y buenas prácticas dirigidas a controlar y reducir los impactos de las actividades acuícolas.

Consta de seis módulos en donde se exponen aspectos como la problemática ambiental vinculada a la acuicultura marina, legislación ambiental vinculada a la acuicultura, algunas consideraciones para minimizar el impacto ambiental, otras sobre la gestión de los residuos y finalmente sobre la gestión sostenible de especies cultivadas

Por ser un documento que la propia *“asociación APROMAR, promotora de esta iniciativa, se compromete a divulgar este documento entre sus miembros y recomendar su aplicación”*; además de respetar los términos recogidos en la Orden AAA/1366/2016, en cuanto a la conservación de las ZEC que incluye la regulación:

- Del uso por las instalaciones acuícolas de pingers u otros dispositivos acústicos de disuasión que requerirá autorización administrativa del órgano gestor de los espacios, previa adecuada justificación de su necesidad y evaluación posterior de su efectividad.
- Con el fin de minimizar las interacciones que el desarrollo de esta actividad pudiera ocasionar sobre las manadas costeras de delfín mular (*Tursiops truncatus*), se evitará la interacción en el agua entre buzos de las granjas y cetáceos, así como, la alimentación intencionada de los animales que puedan aproximarse a las mismas.
- La presencia de uno o varios ejemplares de la especie *Tursiops truncatus* de manera permanente en las instalaciones de acuicultura interactuando con los buzos o embarcaciones, deberá ser comunicada al órgano gestor del espacio.
- Los gestores de las instalaciones de acuicultura colaborarán con los programas de seguimiento de las poblaciones de cetáceos, al menos, autorizando y facilitando la colocación de sistemas de seguimiento pasivo para la detección de la presencia de individuos de la especie *Tursiops truncatus*.

8. EVALUACIÓN TRÁS MEDIDAS CORRECTORAS

Con la aplicación de las medidas correctoras propuestas debe reevaluarse la magnitud de varios impactos, en especial la de aquellos en los que una adecuada gestión del alimento y optimización de la actividad, puede reducir la magnitud del impacto producido:

- **Pérdida de calidad del sedimento:** Se espera que la disminución/optimización del vertido de excedentes de alimentación y el desprendimiento masivo evite su acumulación en el fondo y, por tanto, la aparición de fenómenos de anoxia así como la entrada en suspensión de un excedente de nutrientes. La magnitud del impacto pasa de 0,4 a 0,2.
- **Pérdida de calidad de la columna de agua:** La optimización sobre el uso de alimentos con elevado contenido en metales, vacunas y antibióticos, o el uso de sustancias químicas (tratamientos antifouling, etc.), provoque una considerable disminución del aporte de estas sustancias a la masa de agua. La magnitud del impacto pasa de 0,4 a 0,3.

Aplicando estas consideraciones, que afectan de igual modo al impacto sobre el detrítico costero, las comunidades de rocoso, y al riesgo de eutrofización, se obtiene una nueva evaluación (Tabla 8.1 y Figura 82) en la que todos los impactos tienen el carácter de compatible.

Tabla 8.1: Resultados de la nueva matriz de evaluación de los impactos tras la aplicación de las medidas correctoras en la alternativa seleccionada.

Impacto / Factor ambiental (Alt3. 4000 Tm)	Identificador	I Estandar	Magnitud	Valor Impacto	Impacto
Impacto columna de agua	ContAgua	0,50	0,30	0,15	COMPATIBLE
Impacto calidad sedimento	CalSed	0,56	0,20	0,11	COMPATIBLE
Impacto sobre com. Detrítico costero	DetCost	0,56	0,15	0,08	COMPATIBLE
Impacto praderas de P. oceanica	RecPosi	0,81	0,20	0,16	COMPATIBLE
Impacto sobre pobl icticas	PoblIct	0,69	0,20	0,14	COMPATIBLE
Impacto sobre las comunidades de roca	ComRoc	0,63	0,20	0,13	COMPATIBLE
Impacto sobre comunidad planctónica	RiEutrof	0,50	0,20	0,10	COMPATIBLE
Impacto sobre actividad socio-económica	SocEcon	0,63	0,40	0,25	POSITIVO

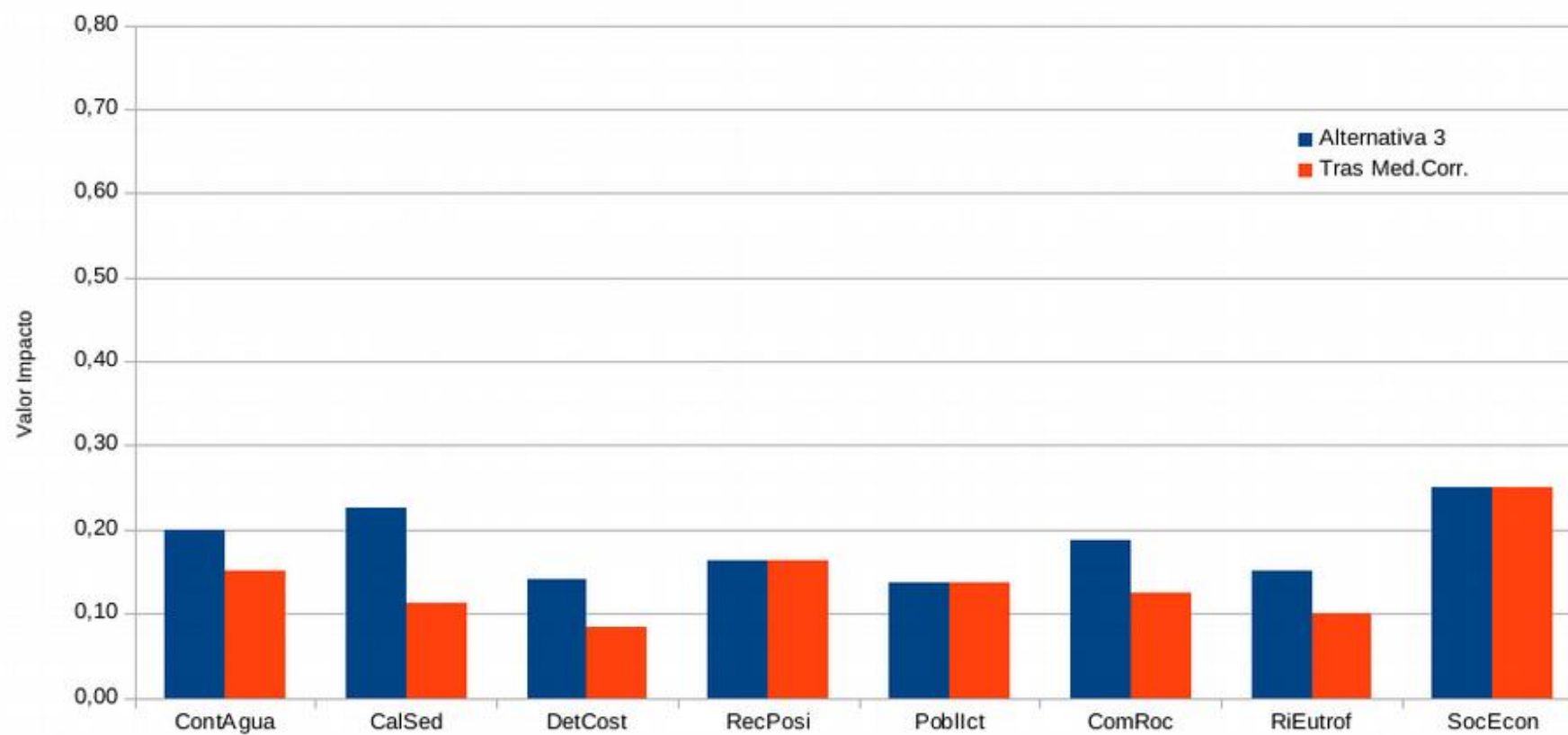


Figura 82: Comparativa del valor cuantitativo de cada impacto antes y después de aplicar las medidas correctoras en la alternativa 3 seleccionada.

9. PROGRAMA DE VIGILANCIA AMBIENTAL

9.1 SITUACIÓN ACTUAL

Desde su puesta en funcionamiento, el PCMG ha sido objeto de un Programa de Vigilancia Ambiental Integral para el conjunto de instalaciones que alberga. Este PVA cumple con la D.I.A. (Declaración de Impacto Ambiental), publicada en el BORM nº258, con fecha 7 de noviembre de 2003, donde se dan las prescripciones técnicas con los contenidos mínimos del Programa de Vigilancia Ambiental. En él se incluye el seguimiento de los siguientes indicadores:

Indicadores	Método Muestreo	Índice	Contraste
Granulometría	Draga tipo Van Veen (Holme y McIntyre, 1984; Fleeger, Thistle y Thiel, 1988)	% Gravas, Arenas gruesas, medias, finas y limos y arcillas.	I/C: (p<0,05) ANOVA
Anoxia		Potencial REDOX	Comparación con Valores de referencia (EQS)
Carbono y Materia Orgánica en el sedimento		% de carbono y materia orgánica	I/C: (p<0,05) ANOVA Comparación con Valores de referencia (EQS)
Biocenosis de detrítico costero. Comunidades de infauna (poliquetos)	Draga tipo Van Veen (Holme y McIntyre, 1984; Fleeger, Thistle y Thiel, 1988)	Composición y estructura de la comunidad de poliquetos. Presencia de especies indicadoras de la comunidad. Evolución de las comunidades de infauna.	I/C: (p<0,05) ANOVA Comparación con Valores de referencia (EQS)
Biocenosis de roca infralitoral fotófila. Comunidad de macrófitos	Cuadro de 20*20 cm en Inmersión con escafandra autónoma (Holme y McIntyre, 1984)	Composición específica. Estructura de la comunidad (riqueza, recubrimiento y diversidad)	I/C: (p<0,05) ANOVA
Pradera de Posidonia oceanica	Inmersión con escafandra autónoma. Toma de datos y muestras. Replicación según parámetro (Ruiz <i>et al.</i> , 2000, 2010).	Densidad de Haces. Cobertura de pradera. Densidad global. Características de Haces: nº de hojas por haz, long de hojas y biomasa foliar. Composición nutricional de epífitos (C y N)	I/C: (p<0,05) ANOVA Comparación con Valores de referencia (Marin Guirao, <i>et al.</i> , 2011)**

		Frecuencia ataque de herbívoros.	
Biocenosis de arenas finas bien calibradas. Comunidades de infauna (poliquetos)	Cuadro de 400 cm ³ en Inmersión con escafandra autónoma (Holme y McIntyre, 1984; Fleeger, Thistle y Thiel, 1988)	Composición y estructura de la comunidad de poliquetos. Presencia de especies indicadoras de la comunidad. Evolución de las comunidades de infauna.	I/C: (p<0,05) ANOVA Comparación con Valores de referencia (EQS)
Poblaciones de cetáceos y reptiles	Censos de punto fijo desde la embarcación. (TAXON, 2007)	Presencia/Ausencia	Descripción cualitativa

En la Tabla 9.1 se detallan las características (coordenada, impacto/control, tipo y profundidad) de las distintas estaciones de muestreo utilizadas para el seguimiento de los anteriores indicadores, mientras que la Figura 83 muestra su localización sobre un mapa.

Tabla 9.1. Coordenadas UTM (Datum European 1950), profundidad y tipo de muestra en las estaciones prospectadas para el presente informe.

Estación	Coordenada X	Coordenada Y	Estudio	Tipo	Profundidad
GO1	686475	4159708	Impacto	Sedim+Infauna	41
GO2	686526	4159631	Impacto	Sedim+Infauna	51
GO3	687101	4159733	Impacto	Sedim+Infauna	45
GO4	687687	4159747	Impacto	Sedim+Infauna	48
GO5	688271	4159788	Impacto	Sedim+Infauna	47
GO6	688118	4160480	Impacto	Sedim+Infauna	40
GO7	694023	4159259	Control	Sedim+Infauna	39,5
GO8	692557	4157301	Control	Sedim+Infauna	49,8
GO9	691682	4161299	Impacto	Infauna	11
GO10	692230	4161108	Impacto	Infauna	11
GO11	693368	4161623	Control	Infauna	11
GO12	693306	4161570	Control	Infauna	11
GO13	686801	4160164	Impacto	Algas	5
GO14	687152	4160231	Impacto	Algas	5
GO15	688094	4160964	Impacto	Algas	5
GO16	688209	4161064	Impacto	Algas	5
GO17	693107	4161340	Control	Algas	5
GO18	693214	4161512	Control	Algas	5
GO19	693773	4160728	Impacto	Posidonia	27
GO20	694689	4160208	Impacto	Posidonia	26
GO21	695176	4159498	Impacto	Posidonia	29,5
GO22	697283	4159339	Control	Posidonia	27
GO23	697404	4159360	Control	Posidonia	27
GO24	697569	4159519	Control	Posidonia	27

Las estaciones de muestreo para el estudio de la calidad de los sedimentos y la comunidad de poliquetos, se encuentran distribuidas bajo cada una de las concesiones y sobre la comunidad de detrítico costero, 2 de ellas prácticamente bajo el límite occidental del Polígono y como zona de probable impacto directo por la sinergia de los vertidos, y las otras 2 estaciones como control situadas a levante de Cabo Negrete (Figura 83).

Para el estudio de las comunidades de roca infralitoral, se toman un total de 6 estaciones, dos de ellas frente a las instalaciones, en su zona más occidental; otras 2 en el área de la Punta de La Galera (como segunda zona con menor probabilidad de impacto) y finalmente otras 2 estaciones de control, suficientemente alejadas de las instalaciones para que sus vertidos carezcan de efecto sobre sus poblaciones, ubicadas a levante del Cabo Negrete (Figura 83).

En el estudio de la pradera de *P. oceanica*, los muestreos se centran sobre el límite inferior de la pradera, a unos 27 m de profundidad. Estas praderas profundas son más sensibles a los cambios de la calidad del agua y los sedimentos inducidos por la actividad humana (Ruiz, 2000), y además son la parte de la pradera más próxima a las instalaciones de cultivos y, por tanto, la más susceptible de recibir la influencia de los vertidos orgánicos, en el caso de que éstos fueran dispersados en su dirección.

En este área de estudio se localizan tres estaciones de muestreo a una distancia de más de 5 km de las instalaciones de cultivo del Polígono del Gorguel, denominadas estaciones de Influencia, y tres estaciones lo suficientemente alejadas para que no se puedan ver afectadas por el vertido, en lo que se denomina zona Control. De dichas estaciones se cuenta con datos obtenidos previos a la colocación de las instalaciones acuícolas (Figura 3)

La periodicidad de los muestreos para cada uno de los indicadores que se establecen en el PVA son los siguientes:

- Una campaña en invierno y otra en verano para el estudio de la calidad de los sedimentos, las comunidades de detrítico costero, de arenas finas y de macrófitos.
- Para el estudio de la pradera de *Posidonia oceanica* se realiza una campaña en verano para determinar las características de los haces, y otra para tomar las medidas que establecen la estructura espacial de la pradera.

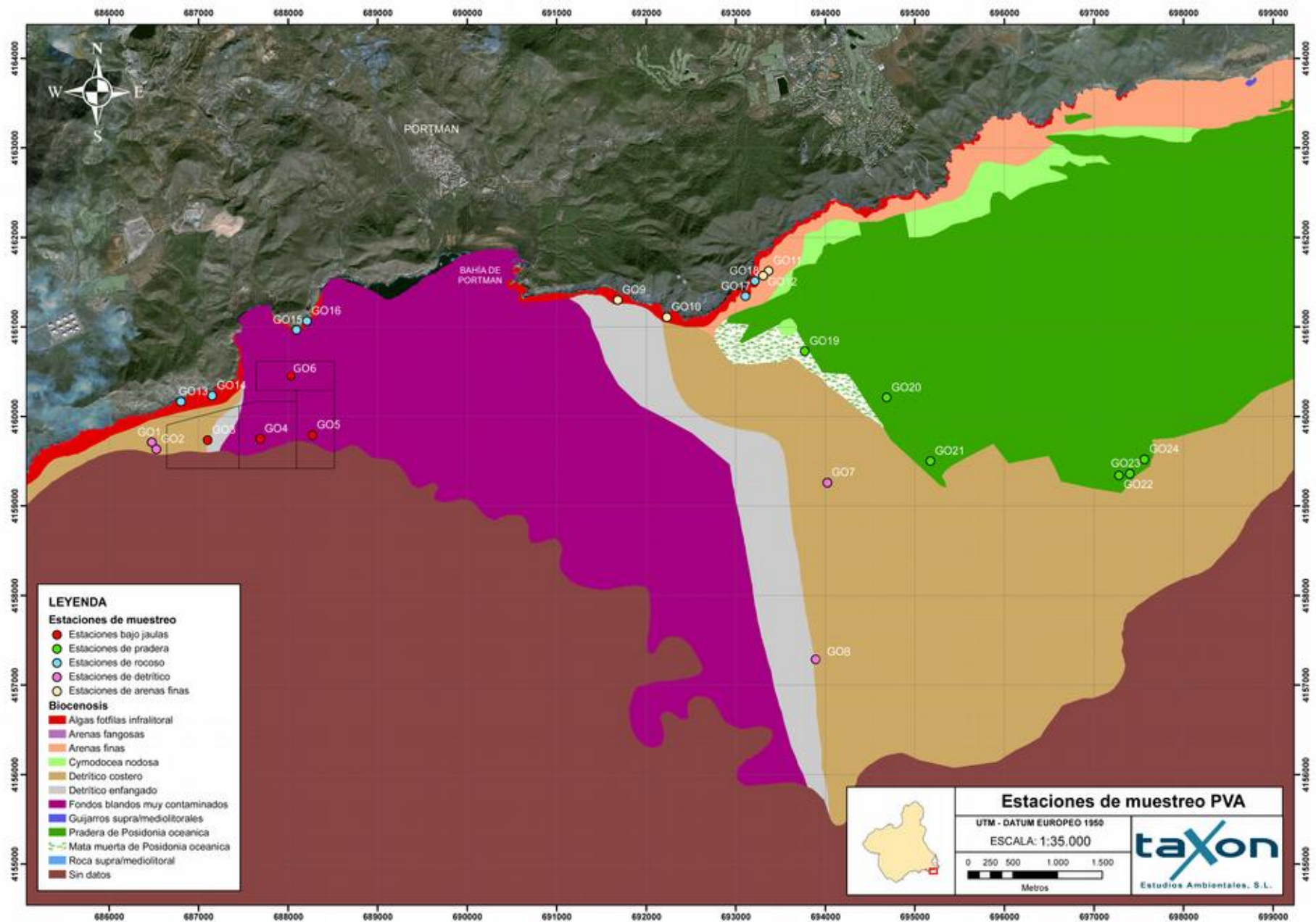


Figura 83. Localización de las estaciones de muestreo.

9.2 PLANTEAMIENTO

El aumento de producción solicitado por la alternativa 3 seleccionada, no supone la incorporación de nuevas jaulas, por lo que únicamente se espera un cambio en la intensidad con que se podrían producir las interacciones con el medio ambiente. A la vista de los modelos de dispersión de los vertidos de las alternativas valoradas y los resultados del PVA que se está ejecutando actualmente, consideramos que el seguimiento ambiental que se está realizando debe ser suficiente de cara al control de los efectos ambientales de la ampliación solicitada, con dos salvedades que se comentarán seguidamente.

Las Arenas Finas Bien Calibradas y la Pradera de *Posidonia oceanica* de Calblanque, se encuentran a más de 4 Km de las instalaciones en dirección contraria a la corriente predominante, no están directamente afectadas por la actividad, como se ha venido constatando desde el comienzo de la actividad en el PCMG (2005), y se incluyeron en el seguimiento por estar dentro del LIC adyacente, para valorar la posible afección sobre los valores del LIC Franja litoral sumergida de la Región de Murcia (ES6200029). Toda vez que no se ha detectado efecto negativo de la acuicultura en este LIC por la actividad en el PCMG (2005 - 2015) y considerando que los efectos de la acuicultura se producen en las comunidades bentónicas en un radio de unos cientos de metros de la fuente de vertido como máximo, según la bibliografía científica y los resultados del modelo, **este equipo redactor, como ya se indicó en informes anteriores, cree que muestrear las Arenas Finas Bien Calibradas de Calblanque, no aporta información relevante al PVA y no es necesario continuar con su muestreo en las sucesivas campañas.** Como ya se comentó en los informes de los PVAs de los ciclos 2013, 2014 y 2015, consideramos que la sugerencia realizada por los técnicos del Servicio de Pesca y Acuicultura sobre la conveniencia de la inclusión de la pradera *Posidonia oceanica* más cercana a las instalaciones, localizada recientemente al sur, hacia el Cabo del Agua, en el PVA es más que adecuada.

9.3 PROPUESTA DE PLAN DE VIGILANCIA AMBIENTAL

El PVA propuesto para el PCMG tras la ampliación de producción mantendría el PVA que actualmente se está ejecutando en su número de estaciones replicación y periodicidad para todos los indicadores y sus índices, con la excepción de las Arenas Finas Bien calibradas, que dejarían de muestrearse. Así los indicadores a muestrear serían:

Indicadores	Método Muestreo	Índice	Contraste
Granulometría	Draga tipo Van Veen (Holme y McIntyre, 1984; Fleeger, Thistle y Thiel, 1988)	% Gravas, Arenas gruesas, medias, finas y limos y arcillas.	I/C: (p<0,05) ANOVA
Anoxia		Potencial REDOX	Comparación con Valores de referencia (EQS)
Carbono y Materia Orgánica en el sedimento		% de carbono y materia orgánica	I/C: (p<0,05) ANOVA Comparación con Valores de referencia (EQS)
Biocenosis de detrítico costero. Comunidades de infauna (poliquetos)	Draga tipo Van Veen (Holme y McIntyre, 1984; Fleeger, Thistle y Thiel, 1988)	Composición y estructura de la comunidad de poliquetos. Presencia de especies indicadoras de la comunidad. Evolución de las comunidades de infauna.	I/C: (p<0,05) ANOVA Comparación con Valores de referencia (EQS)
Biocenosis de roca infralitoral fotófila. Comunidad de macrófitos	Cuadro de 20*20 cm en Inmersión con escafandra autónoma (Holme y McIntyre, 1984)	Composición específica. Estructura de la comunidad (riqueza, recubrimiento y diversidad)	I/C: (p<0,05) ANOVA
Pradera de <i>Posidonia oceanica</i>	Inmersión con escafandra autónoma. Toma de datos y muestras. Replicación según parámetro (Ruiz <i>et al.</i> , 2000, 2010).	Densidad de Haces. Cobertura de pradera. Densidad global. Características de Haces: nº de hojas por haz, long de hojas y biomasa foliar. Composición nutricional de epífitos (C y N) Frecuencia ataque de herbívoros.	I/C: (p<0,05) ANOVA Comparación con Valores de referencia (Marin Guirao, <i>et al.</i> , 2011)**
Poblaciones de cetáceos y reptiles	Censos de punto fijo desde la embarcación. (TAXON, 2007)	Presencia/Ausencia	Descripción cualitativa

La posición de las estaciones de los parámetros de sedimentos y biocenosis que seguirían muestreándose serían las mismas del actual PVA, con excepción de las arenas finas; y se incluirán dos estaciones nuevas en la pradera *Posidonia oceanica* más cercana a las instalaciones, localizada recientemente al sur, hacia el Cabo del Agua.

10. BIBLIOGRAFÍA

- Aguado-Giménez, Felipe, y Benjamín García-García. 2005. Growth, food intake and feed conversion rates in captive Atlantic bluefin tuna (*Thunnus thynnus* Linnaeus, 1758) under fattening conditions. *Aquaculture Research* 36 (6): 610-614. doi:10.1111/j.1365-2109.2005.01210.x.
- Agustí, S, Duarte, CM, Canfield, D.E., 1992 Self-regulation, bottom-up, and top-down control of phytoplankton communities: a reply to the comment by Kamenir. *Limnol. Oceanogr.*, 37:683-687
- Arcos, J.M. Bécares, B. Rodríguez y A. Ruíz. 2009. Áreas Importantes para la Conservación de las Aves marinas en España. LIFE04NAT/ES/000049-Sociedad Española de Ornitología (SEO/BirdLife). Madrid.
- APROMAR, 2012, La Acuicultura Marina de Peces en España 2012, en <http://www.apromar.es/Informes/informe%202012/APROMAR%20Informe%20Anual%202012.pdf> .84 pp.
- Asociación Española de Productores de cultivos Marinos de España. 2011 La acuicultura Marina en España-2011. <http://www.apromar.es>
- Armas, D.;Bellás,J.; Cortés, D.; Gómez, F.; Mercado, J.M.; Yebra, L. y León, A. 2012Estrategia marina demarcación marina levantino-balear parte iv. Descriptores del buen estado ambiental descriptor 5: eutrofización evaluación inicial y buen estado ambiental. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente-Secretaría General Técnica-Centro de Publicaciones (Ed). NIPO: 280-12-175-8 Madrid, 89 pp.
- Ballesteros, E. 2006. Mediterranean coralligenous assemblages: a synthesis of the present knowledge. *Oceanography and Marine Biology: an Annual Review* 44: 123
- Black, K.D y Pearson, T.H. ,2001. En: Black K.D. (ed.) *Environmental impacts of aquaculture*. Sheffield Academic Press, Sheffield, pp 1-31.
- Bouza, N. y Aboal, M., 2008. Checklist of phytoplankton on the South coast of Murcia (SE Spain, SW Mediterranean Sea). En: EVANGELISTA, V, BARSANTI, L., FRASSANITO, A.M., PASSARELLI, V. & GUALTIERI, P. (EDS). *Algal Toxins: nature, occurrence, effect and detection*. The NATO Science for Peace and Security Programme: 179 -196.
- Boyra A, Sanchez-Jerez P, Tuya F, Espino F, Haroun R., 2004. Attraction of wild coastal fishes to Atlantic subtropical cage fish farms, Gran Canaria, Canary Islands. *Environmental Biology of Fishes* 70(4): 393-401.
- Burkholder, J. M., K. M. Mason & H. B. Glasgow Jr., 1992. Water-column nitrate enrichment promotes decline of eelgrass *Zostera marina*: evidence from seasonal mesocosm experiments. *Marine Ecology Progress Series* 81:163-178.
- Burkholder, J.M.; Glasgow Jr. H.B. Y Cooke, J.E.,1994. Comparative effects of water-

columns nitrate enrichment on eelgrass *Zostera marina*, shoalgrass *Halodule wrightii*, and wideongrass *Ruppia maritima*. Marine Ecology Progress Series 105: 212-138.

Burkholder, J.M.; Tomasko, D.A. y Touchette, B.W., 2007. Seagrasses and eutrophication. Journal of Experimental Marine biology and Ecology 350: 46-72.

Calvín, J.C., Franco Navarro, I., Martínez Ingles, A.M., Marin, A., Belmonte, A., Belando, A., Vicente, M. & Ballester, R., 1998. Estudio de revisión y actualización de la cartografía biónmica del litoral sumergido de la Región de Murcia. D. G. del Medio Natural. Comunidad de Murcia.

Cancemi G, De Falco G, Pergent G., 2003. Effects of organic input from a fish farm facility on a *Posidonia oceanica* meadow. Estuar Coast Shelf Sci 56:961–968

Cañadas, A. y Ricardo Sagarminaga, R., 2006, Propuesta de plan de conservación para el delfín mular (*Tursiops Truncatus*) en Andalucía y Murcia) Sociedad Española de Cetáceos, 96 pp.

Cardinal, M., J. Cornet, C. Donnay-Moreno, J. P. Gouygou, J. P. Bergé, E. Rocha, S. Soares, C. Escórcio, P. Borges, y L. M. P. Valente. 2011. Seasonal variation of physical, chemical and sensory characteristics of sea bream (*Sparus aurata*) reared under intensive conditions in Southern Europe. Food Control 22 (3): 574-585.

Castejon-Silvo, I., 2011. Grazing on the epiphytic community of *Posidonia oceanica* (L.) Delile: an assessment of its relevance as a buffering process of eutrophication effects. PhD dissertation. Balearic Islands University.

Castejón-Silvo, I.; Terrados, J.; Domínguez, M., y Morales-Nin, B. 2012. Epiphyte response to in situ manipulation of nutrient availability and fish presence in a *Posidonia oceanica* (L.) Delile meadow. Hydrobiologia. 696:159-170

Centro Regional de Estadística de Murcia, 2013, Consulta a Base de datos http://www.carm.es/econet/ecodata/toda_informacion.html

Champalbert, G. 1996. Characteristics of zooplankton standing stock and communities in the Western Mediterranean Sea: Relations to hydrology ZOOPLANKTON STANDING STOCK IN THE MEDITERRANEAN SEA 97 SCI. MAR., 60 (Supl. 2): 97-113.

Chris J. Cromei, C.J.;Thetmeyer, H.; Lampadariou, N.; Black, K.N.;Kögeler, J. y Karakassis, J.. 2012. MERAMOD: predicting the deposition and benthic impact of aquaculture in the eastern Mediterranean Sea. Aquaculture Environment Interactions. Vol. 2: 157-176.

Cromei CJ, Nickell TD, Black JD, 2000. DEPOMOD: a model for predicting the effects of solids deposition from mariculture to the benthos. Scottish Association for Marine Science, Dunstaffnage Marine Laboratory, Oban

Cromei, C.J.; Thetmeyer; H.; Lampadariou, N.; Black, K.D.; Kögeler, J. yI. Karakassis, 2012. MERAMOD: predicting the deposition and benthic impact of aquaculture in the

- eastern Mediterranean Sea. *Aquaculture Environment Interactions* 01/2012; 2:157-176
- Cross, S. F. y B. C. Kingzett, 1994. Mandatory environmental monitoring program for the marine net-cage industry: Program review and evaluation . Aquamatrix Research Ltd. Sidney, B. C.: 27 pp. + apéndices.
- Dalsgaard, T., Krause-Jensen, D., 2006. Monitoring nutrient release from fish farms with macroalgal and phytoplankton bioassays. *Aquaculture* 256, 302-310.
- Delgado O, Grau A, Pou S, Riera F, Massuti C, Zabala M, Ballesteros E., 1997. Seagrass regression caused by fish cultures in Fornells Bay (Menorca, western Mediterranean). *Oceanol Acta* 20:557–563.
- Dempster T, Sanchez-Jerez P, Bayle-Sempere JT, Giménez-Casalduero F, Valle C., 2002. Attraction of wild fish to sea-cage fish farms in the south-western Mediterranean Sea: spatial and short-term temporal variability. *Marine Ecology Progress Series* 242: 237–252
- Dempster, T. y Sanchez-Jerez, P.. 2008. Aquaculture and Coastal Space Management in Europe: An Ecological Perspective. pp 87-116 En *Aquaculture in the Ecosystem* Marianne Holmer, Kenny Black, Carlos M. Duarte, Nuria Marbà, Ioannis Karakassis (Eds.)
- Díaz-Almela E, Marbà N, Álvarez E, Santiago R and others, 2008. Benthic input rates predict seagrass (*Posidonia oceanica*) fish farm-induced decline. *Mar Pollut Bull* 56: 1332–1342
- D'Ortenzio F., y M.R. D'Alcala,, 2009. On the trophic regimes of the Mediterranean Sea: a satellite analysis. *Biogeosciences* 6 (2), 139-148.
- Duarte, CM; Agustí, S.; Gasol, J.; Vaqué, D. y Vázquez-Domínguez, E., 2000a. Effect of nutrient supply on the biomass structure of planktonic communities: an experimental test on a mediterranean coastal communitiy. *Mar Ecol Prog Ser.* 206: 87-95.
- Duarte CM, Agustí S y Agawin N.S.R., 2000b. Response of a Mediterranean phytoplankton community to increased nutrient inputs: a mesocosm experiment. *Mar Ecol Prog Ser* 195: 61 -70.
- Eleftheriou, A., Moore, D.C., Basford, D.J. y Robertson, M.R., 1982. Underwater experiments on the effects of sewage sludge on a marine ecosystem. *Netherlands Journal of Sea Research*, 16: 465-473.
- Enell, M., y Lof. J., 1983. Environmental impacts of aquaculture sedimentation and nutrient loadings from fish cage culture farming. *Vatten/Water* 39(4): 364-375.
- FAO Fisheries & Aquaculture *Argyrosomus regius*». 2012. Accedido noviembre 21. http://www.fao.org/fishery/culturedspecies/Argyrosomus_regius/en.
- Felsing, M.; Glencross, B. y Telfer, T., 2005. Preliminary study on the effects of exclusion of wild fauna from aquaculture cages in a shallow marine environment *Aquaculture*,

Volume 243, Issues 1-4, (3):159-174.

Fernandez-Jover, Damian, Elisabeth Faliex, Pablo Sanchez-Jerez, Pierre Sasal, y Just T. Bayle-Sempere. 2010. Coastal fish farming does not affect the total parasite communities of wild fish in SW Mediterranean. *Aquaculture* 300 (1-4) (febrero 27): 10-16. doi:10.1016/j.aquaculture.2009.12.006.

Fernandes, T.F., Eleftheriou, A., Ackefors, H., Eleftheriou, M., Ervik, A., Sanchez-Mata, A., Scanlon, T., White, P. Cochrane, S., Pearson, T.H., Millar, K.L. y Read, P.A., 2001. The Management of the Environmental Impacts of Marine Aquaculture. MARAQUA (Monitoring and Regulation of marine Aquaculture).European Union FAIR Programme PL98-4300 (1999-2000).Fisheries Research Services, Aberdeen. 70 pp + 3 Apéndices.

Fernandez-Jover D.; Lopez-Jiminez J.A.; Sanchez-Jerez P.; Bayle-Sempere J.; Giminez-Casaldiero F; Martinez-Lopez F.J, Dempster, T., 2007b Changes in body condition and fatty acid composition of wild Mediterranean horse mackerel (*Trachurus mediterraneus*, Steindachner, 1868) associated with sea cage fish farms. *Marine Environmental Research*, 63(1):1-18.

Frithsen, J.B., Oviatt, C.A. y Keller, A. 1987. A comparison of ecosystem and single-species tests of sewage effluent toxicity: a mesocosm experiment data report. MERL Series, report No. 7. The University of Rhode Island, Kingston,

Figueras A. y Martínez, P.(Coords.) 2012 Genética y Genómica en acuicultura. FUNDACIÓN OESA 520 pp

García-Sanz, A.;Ruiz, J.M.; Pérez, M.y Ruiz, M. 2011 Assessment of dissolved nutrients dispersal derived from offshore fish-farm using nitrogen stable isotope ratios (d15N) in macroalgal bioassays. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 91 (2011):361-370.

Gassol, J; del Giorgio, P. y Duarte, CM.. 1997. Biomass distribution in marine planktonic communities. *Limnol. Oceanogr.*, 42(6): 1353-1363.

Gaughan D.J., Mitchell R.W. and Blight S.J. 2000. Impact of mortality possibly due to herpesvirus, on pilchard *Sardinops sagax* stocks along the south coast of Western Australia in 1998-99. *Mar. Freshwat. Res.* 51:601-12

Gillibrand, P.A. y W.R. Turrell, 1997. The use of simple models in the regulation of the impact of fish farms on water quality in Scottish sea lochs. *Aquaculture*, 159, 33-46.

GFCM/ICCAT (2003) Report of the 2nd Meeting of the ad hoc Working Group on Sustainable Tuna Farming/Fattening Practices in the Mediterranean, Izmir, Turkey, 15-17 December 2003. 120 p.

Gobert, S.; Laumont, N. y Bouqueneau, J.M. 2002. Posidonia oceanica meadow: a low nutrient high chlorophyll (LNHC) system? *BMC Ecology* 2002, 2:9.....

Gowen, R. J., N. B. Bradbury, y J. R. Brown. 1989. The use of simple models in assessing two of the interactions between fish farming and the marine environment 1.

<http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=15097>.

Gowen, R.J., Weston, D.P. & Ervik, A. 1991. Aquaculture and the benthic environment: a review. En: Nutritional Strategies and Aquaculture Waste. (C.B. Cowey & C.Y. Cho, eds.), University of Guelph, Guelph, Canada: 187-205.

Gray JS, Wu RS, Or Y., 2002. Effects of hypoxia and organic enrichment on the coastal marine environment. Mar Ecol Prog Ser 238:249-279.

Hargrave, B.T.; Holmer M y Newcombe C.P., 2008 Towards a classification of organic enrichment in marine sediments based on biogeochemical indicators. Mar Pollut Bull 56:810-24.

Hargrave, B.T., 2010, Empirical relationships describing benthic impacts of salmon aquaculture. Aquacult Environ Interact Vol. 1: 33-46,

Holmer M, Kristensen E., 1992. Impact of marine fish cage farming on metabolism and sulfate reduction of underlying sediments. Mar Ecol Prog Ser 80:191-201

Holmer M, Duarte CM, Marba N., 2003. Sulfur cycling and seagrass (*Posidonia oceanica*) status in carbonate sediments. Biogeochemistry 66:223-239

Invers O, ; Kraemer GP y Pérez M, Romero J., 2004. Effects of nitrogen addition on nitrogen metabolism and carbon reserves in the temperate seagrass *Posidonia oceanica*. J Exp Mar Biol Ecol 303:97-114.

Karakassis, I., 2001. Ecological effects of fish farming in the Mediterranean. Cahiers Options Méditerranéennes 55, 15-22.

Kaushik, S.J. 1998a. Nutritional bioenergetics and estimation of waste production in non-salmonids. Aquatic Living Resources, 11: 211-217.

Kelly, J. R. y Nixon, S. W., 1984. Experimental studies of the effect of organic deposition on the metabolism of a coastal marine bottom community. Mar Ecol. Prog. Ser. 17: 157-16.

Krom MD, Kress N, Brenner S y Gordon LI., 1991. Phosphorus limitation of primary productivity in the eastern Mediterranean Sea. Limnol Oceanogr 36:424-432.

Frithsen, J.B., Oviatt, C.A. y Keller, A.A. 1987. A comparison of ecosystem and single-species tests of sewage effluent toxicity: a mesocosm experiment data report. MERL Series, report No. 7. The University of Rhode Island, Kingston,

Ichiki, S., Mizuta, H. y Yamamoto, H. 2000. Effects of irradiance, water temperature and nutrients on the growth of sporelings of the crustose coralline alga *Litophyllum yessoense* Foslíe (Corallinales, Rhodophyceae). Phycol. Res. 48:115-120.

IRIBARREN, D. et al. 2010. "Estimation of the carbon footprint of the Galician fishing activity (NW Spain)". In Science of the Total Environment 408. Elsevier, pp. 5284-5294. Disponible en journal homepage: www.elsevier.com/locate/scitotenv

- Jones, J.B., Hyatt, A.D., Hine, P.M., Whittington, R.J., Griffin, D.A. and Bax, N.J., 1997. Special topic review: Australasian pilchard mortalities. *World J. Microbiol. Biotech.* 13: 383-392.
- Leoni, V., A. Vela, V. Pasqualini, C. Pergent-Martini & G. Pergent, 2008. Effects of experimental reduction of light and nutrient enrichments (N and P) on seagrasses: a review. *Aquatic Conservation: Marine Freshwater Ecosystem* 18:202-220.
- Leriche A, Boudouresque CF, Gravez V, Mayot N. 2006 . Does coverage matter at mesoscale within a *Posidonia oceanica* seagrass meadow? *C R Biol. Sep*;329(9):733-41. Epub 2006 Aug 8.
- Ling, D.T., Fong, P., 2008. Macroalgal bioindicators (growth, tissue N, $\delta^{15}N$) detect nutrient enrichment from shrimp farm effluent entering Opunohu Bay, Moorea, French Polynesia. *Marine Pollution Bulletin* 56, 245-249.
- Lovatelli, 2003. Summary Report on the Status of BFT Aquaculture. In Report of the 2nd Meeting of the ad hoc Working Group on Sustainable Tuna Farming/Fattening Practices in the Mediterranean, Izmir, Turkey, 15-17 December 2003, pp. 73-89. GFCM and ICCAT
- Magill SH, Thetmeyer H, Cromey C.J., 2006. Settling velocity of faecal pellets of gilthead sea bream (*Sparus aurata* L.) and sea bass (*Dicentrarchus labrax* L.) and sensitivity analysis using measured data in a deposition model. *Aquaculture* 251: 295–305
- Martí, E.; Martí, C. M.; R. Martínez, M. Paches y S. Falco, 2005. El programa de vigilancia ambiental de piscifactorías en jaulas flotantes . *Bol Esp. Oceanogr.* 21 (1-4): 67-73
- Margalef López, Ramón, 1963. El ecosistema pelágico de un área costera del Mediterráneo. *Mem. Real Acad. Cienc. Art. Barcelona* 35:3-48.
- Margalef López, Ramón, (dir.) 1989. El Mediterráneo occidental. Ediciones Omega, S.A. 380 páginas;
- Maughan, J.T. y Oviatt, C.A.. 1993. Sediment and benthic response to wastewater solids in a marine mesocosm. *Water Environ. Research*, 65: 879-889.
- Mayot N, Boudouresque CF, Leriche A. 2005. Unexpected response of the seagrass *Posidonia oceanica* to a warm-water episode in the North Western Mediterranean Sea. *Comptes Rendus Biologies* , 328 , 291-296
- Mente, E., A. Stratakis, I. S. Bozaris, K. A. Kormas, V. Karalazos, I. T. Karapanagiotidis, V. A. Catsiki, y L. Leondiadis. 2012. «The effect of organic and conventional production methods on sea bream growth, health and body composition: a field experiment». *Scientia Marina*.
<http://scientiamarina.revistas.csic.es/index.php/scientiamarina/article/viewArticle/1344>.
- Merinero, S., Martínez, S.; Tomás, A. y Jover, M., 2005 . Análisis económico de alternativas de producción de Dorada en jaulas marinas en el litoral Mediterráneo español. *Revista AquaTIC*, nº 23: 1-29.

MINISTRY OF ENVIRONMENT, 1988 Environmental monitoring program for marine fish farms, Province of British Columbia, Ministry of Environment, Waste Management Branch. Victoria, B.C., 75 pp.

Nash, C.E.; Burbridge, P.R. y Volkman J.K. (editors). 2005. Guidelines for ecological risk assessment of marine fish aquaculture. U.S. Dept. Commer., NOAA Tech. Memo. NMFS-NWFSC- 71, 90 p.

Naylor, Rosamond L., Ronald W. Hardy, Dominique P. Bureau, Alice Chiu, Matthew Elliott, Anthony P. Farrell, Ian Forster, et al. 2009. «Feeding aquaculture in an era of finite resources». Proceedings of the National Academy of Sciences 106 (36): 15103-15110.

Nordvarg, L., Johansson, T., 2002. The effects of fish farm effluents on the water quality in the Aland archipelago, Baltic Sea. Aquacultural Engineering 25:253_279.

O.I.E., 2000. Diagnostic Manual for Aquatic Animal Diseases, third edition, Office Internationale des Epizooties, Paris. 237 p.

Oviatt, C. A., Quinn. J. G., Maughan, J. T., Ellis, J. T., Sullivan. B. K., Gearing, J. N., Gearing, P. J., Hunt, C. D., Sampou, P. A. y Latimer, J. S., 1987. Fate and effects of sewage sludge in the coastal marine environment: a mesocosm experiment. Mar. Ecol. Prog. Ser. 41: 187-203.

Oray, I.K. and Karakulak, F.S. (Eds.) 2003. Workshop on Farming, Management and Conservation of Bluefin Tuna. Turkish Marine Research Foundation. Istanbul, Turkey. Publication Number 13.

Oviatt, C. A., Quinn. J. G., Maughan, J. T., Ellis, J. T., Sullivan. B. K., Gearing, J. N., Gearing, P. J., Hunt, C. D., Sampou, P. A. y Latimer, J. S. (1987). Fate and effects of sewage sludge in the coastal marine environment: a mesocosm experiment. Mar. Ecol. Prog. Ser. 41: 187-203.

Paone, S. (2000). Farmed and dangerous: Human health risks associated with salmon farming. Friends of Clayquot Sound. Tofino, BC. <http://www.farmedanddangerous.org/>

Paula Isabel Perelló Guarro (2014). CÁLCULO DE LA HUELLA DE CARBONO EN EL ENGORDE DE LUBINA. Universidad Politécnica de Valencia

Pearson T.H. y Rosenberg R 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. Oceanogr Mar Biol Annu Rev 16:229-311. Pearson T.H. y Gowen, R.J., 1990. Impact of caged fish farm on the marine environment. The scotish experience, pp 9-13. En: Interactions between aquaculture and the Environment, Vol An Taisce. The National trsut for Ireland, Dublin.

Pearson T.H. Y Gowen, R.J. 1990. Impact of the caged fish fish farm on the marine environment. The Scottish experience pp 9-13. En Interactions between Aquaculture and the Environment. Vol An Taisce - The National Trust for Ireland. Dublin.

Peñalver, J.; María-Dolores, E.; Tafalla, C.; Díaz, R.; Bermúdez, L y Gómez, O., 2007. Valoración del riesgo de transmisión de enfermedades víricas a través de carnada usada en la alimentación del atún rojo (*Thunnus thynnus*). Actas del XI Congreso Nacional de Acuicultura (1097-1100)

Perán, A.J. ; Gutiérrez, A, J.M.; Belmonte, A.; Aliaga,V.; Miñano,P. ;Sánchez, I. ;Andreo, D.; Carrasco, C. y García. M.E., 2012, Evolución temporal e interrelación de la Materia Orgánica y comunidad de poliquetos como parámetros indicadores de impacto en acuicultura. Marina. Libro de Actas XIII Congreso Nacional de Acuicultura.

Fundación Observatorio Español de Acuicultura. Morris Villaroel Robinson, Lourdes Reig Puig y Clara Almansa Lagunas (Eds.) Barcelona 2012, ISBN: 978-84-937611-9-6 pp: 241-242.

Perán, a.; Campuzano, F. J.; Senabre, T.; Mateus, M.; Gutiérrez, J. M. ; Belmonte, A. ; Aliaga, V. y Neves, R. 2012, Modelling the environmental and productive carrying capacity of a great scale aquaculture park in the Mediterranean coast and its implications. 249-265. En Ocean modelling for coastal management -Case studies with MOHID. Marcos Mateus & Ramiro Neves (Eds.), (ISBN 978-989-8481-24-5), Hard cover, 265 pages, Publisher: IST Press, Published: January 2013.

Pergent-Martini C, Rico-Raimondino V, Pergent G. 1994. Primary production of *Posidonia oceanica* in the Mediterranean basin. Mar Biol 120: 9–15.

Pergent-Martini C, Leoni V, Pasqualini V, Ardizzone GD and others. 2005. Descriptors of *Posidonia oceanica* meadows: use and application. Ecol Indic 5: 213–230.

Piedecausa,, M.A, 2010. Tesis Doctoral: Dinámica de los residuos particulados derivados del cultivo de peces en jaulas flotantes. Universidad de Murcia. 169 pp.

Pitta P, Karakassis I, Tsapakis M, Zivanovic S., 1999. Natural vs. mariculture induced variability in nutrients and plankton in the Eastern Mediterranean. Hydrobiologia 391:181-194.

Pitta P, Tsapakis M, Apostolaki ET, Tsagaraki T, Holmer M, Karakassis I., 2009. 'Ghost nutrients' from fish farms are transferred up the food web by phytoplankton grazers. Marine Ecology Progress Series 374:1-6.

Ruiz, J.M., Pérez, M., Romero, J. 2001. Effects of fish farm loadings on seagrass (*Posidonia oceanica*) distribution, growth and photosynthesis. Marine Pollution Bulletin 42: 749-760.

Ruiz JM, Marco-Méndez C, Sánchez-Lizaso J.L., 2010, Remote influence of off-shore fish farm waste on Mediterranean seagrass (*Posidonia oceanica*) meadows. Mar Environ Res. 2010 Apr;69(3):118-26.

Ruiz, JM, Marín-Guirao,L.,, Bernardeau-Esteller, J.,Ramos-Segura, A. García-Muñoz , R & Sandoval-Gil, J. M., 2011. Spread of the invasive alga *Caulerpa racemosa* var.

Cylindracea (Caulerpales, Chlorophyta) along the Mediterranean coast of the Murcia region (SE Spain). *Animal Biodiversity and Conservation* 34.1:73-82.

Ruiz Zarzuela, I., de Blas Giral, I., Clavero Villacampa, J.L. y Muzquiz Moracho J.L., 2002. Implementación eficaz de una estrategia en el control y erradicación de las enfermedades de los peces: el modelo de Aragón (España). *CIVA 2002*: 459-474. <http://www.civa2002.org>

Sakami, T., Abo, K., Takayanagi, K., Toda, S., 2003. Effects of water mass exchange on bacterial communities in an aquaculture area during summer. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 56, 111-118.

Sanz, F., y S. Z. Navarro. 2009. La nutrición y alimentación en piscicultura. Consejo Superior de Investigaciones Científicas. <http://books.google.es/books?id=6YbAXwAACAAJ>.

Sarà, G., Scilipoti, D., Mazzola, A., Modica, A., 2004. Effects of fish farming waste to sedimentary and particulate organic matter in a southern Mediterranean area (Gulf of Castellammare, Sicily): a multiple stable isotope study ($\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$). *Aquaculture*, 234, 199-213.

Sarà, G., 2006, A meta-analysis on the ecological effects of aquaculture on the water column: dissolved nutrients. *Marine Environmental Research*, doi: 10.1016/j.marevres.2006.10.008.

Sargent J.R., McEvoy L.A., y Bell J.G. 1997. «Requirements, presentation and sources of polyunsaturated fatty acids in marine fish larval feeds». *Aquaculture* 155 (1): 117-127. doi:10.1016/S0044-8486(97)00122-1.

Short F.T., Coles R.G., 2001. *Global Seagrass Research Methods*. Elsevier Science Publishers B.V., Amsterdam, 482 pp.

Silva FCP, Nicoli JR, Zambonino-Infante JL, Le Gall MM, Kaushik S y Gatesoupe FJ. 2010. Influence of partial substitution of dietary fish meal on the activity of digestive enzymes in the intestinal brush border membrane of gilthead sea bream, *Sparus aurata* and goldfish, *Carassius auratus*. *Aquaculture* 306: 233-237.

Snelgrove, P.V.R., Butman, C.A., 1994. Animal-sediment relationships revisited: cause vs. Effect. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.* 32, 11-177.

Soto, D., Norambuena, F., 2004. Evaluation of salmon farming effects on marine systems in the inner seas of southern Chile: a large-scale mensurative experiment. *Journal of Applied Ichthyology* 20, 493-501.

Sournia, A., 1972. Un periode de poussées Phytoplanctoniques pres de Nosy-Bé (Madagascar) en 1971. I. Especies rares ou nouvelles du phytoplancton. *Cah. Orstom., sér. Oceanogr.*, 10 (2): 151-159.

Sousa, R. J. y Meade, T. L., 1977. Influence of ammonia on the oxygen delivery system of

coho salmon hemoglobin. Comparative Biochemistry and Physiology, 58: 23-58.

Tacon, A. G. J., y M. Metian. 2008. Global overview on the use of fish meal and fish oil in industrially compounded aquafeeds: trends and future prospects. Aquaculture 285 (1): 146-158.

TAXON Estudios Ambientales 2001. Estudio de Impacto Ambiental del Emisario submarino para la evacuación de la salmuera de la Planta Desaladora de agua marina del Nuevo Canal de Cartagena, (Mancomunidad de los Canales del Taibilla, 1.998-2001).

TAXON Estudios Ambientales 2002. Evaluación de los efectos sobre el medio receptor del vertido de la Planta desaladora del Nuevo Canal de Cartagena por el canal perimetral de las Salinas de San Pedro del Pinatar (Mancomunidad de los Canales del Taibilla, 2002).

TAXON Estudios Ambientales 2003. Evaluación de los efectos sobre el medio receptor del vertido de la Planta desaladora del Nuevo Canal de Cartagena mediante emisario con difusores, paralelo a costa, (Mancomunidad de los Canales del Taibila,2003).

TAXON Estudios Ambientales 2003. Estudio de Impacto Ambiental sobre la Obra de la toma de agua de mar mediante captación de agua por drenes en la Barra de los Escullis de El Mojón para la Planta desaladora del Nuevo Canal de Cartagena (UTE. Abengoa Pridesa,2003).

TAXON. 2004. Estudio sobre el estado de conservación de los hábitats marinos de interés comunitario y/o mediterráneo presentes en el litoral sumergido de la Región de Murcia. Asistencia técnica. Dirección General del Medio Natural. Comunidad Autónoma de la Región de Murcia.

TAXON Estudios Ambientales 2005. Plan de Vigilancia Ambiental de la construcción del emisario submarino para la evacuación de la salmuera de Planta desaladora del Nuevo Canal de Cartagena. Informe Estado Preoperacional, (Mancomunidad de los Canales del Taibila,2005).

TAXON Estudios Ambientales 2005. Estudio de Impacto Ambiental de la Ampliación de la Planta desaladora del Nuevo Canal de Cartagena (Mancomunidad de los Canales del Taibila,2005).

TAXON Estudios Ambientales. 2005. ACUIMOD: Una Herramienta Para la Gestión de la Acuicultura Marina. Informe del Proyecto financiado por CDTI -INFO Región de Murcia.

TAXON Estudios Ambientales. 2006. Desarrollo y Aplicación de Metodologías de Evaluación del Alcance Espacial de los Vertidos Orgánicos Procedentes de Instalaciones de Acuicultura en Ecosistemas Marinos. Informe del Proyecto financiado por la Junta Asesora de Cultivos Marinos (JACUMAR). Planes Nacionales de Acuicultura: Evaluación de Impacto en Jaulas en Mar Abierto.

TAXON Estudios Ambientales. 2007. Protocolo para la Realización de los Planes de

Vigilancia Ambiental de las Instalaciones de Acuicultura Marina en la Región de Murcia. Servicio de Pesca y Acuicultura. Comunidad Autónoma de la Región de Murcia. 148 pp.

TAXON Estudios Ambientales . 2008, Modelado hidrodinámico de la Región de Murcia. Asistencia técnica. Servicio de Pesca y Acuicultura. Comunidad Autónoma de la Región de Murcia.

TAXON Estudios Ambientales. 2008. Mitigación del Impacto de la Acuicultura en Mar Abierto. Informe del Proyecto financiado por la Junta Asesora de Cultivos Marinos (JACUMAR). Planes Nacionales de Acuicultura: Evaluación de Impacto en Jaulas en Mar Abierto.

TAXON Estudios Ambientales, 2009. Campaña oceanográfica de CTD para implementación de datos del SIOM. Asistencia técnica. Servicio de Pesca y Acuicultura. Comunidad Autónoma de la Región de Murcia.

TAXON Estudios Ambientales, 2009. Estudios necesarios para el máximo aprovechamiento del área del Polígono de Acuicultura de San Pedro del Pinatar. Servicio de Pesca y Acuicultura. Comunidad Autónoma de la Región de Murcia.

TAXON Estudios Ambientales, 2009, Sistema de Información oceanográfica de la Región de Murcia. Servicio de Pesca y Acuicultura de la Comunidad Autónoma de Murcia. Base de datos online. <https://caamext.carm.es/siom/>

TAXON Estudios Ambientales. 2011. Estudio Hidrodinámico como apoyo para la recolección de huevos de reproductores de atún rojo (*Thunnus thynnus*) frente a la Cala del Gorguel. Informe del Suproyecto 2 (Reproducción): Proyecto Self-sustained Aquaculture and Domestication of Bluefin Tuna *Thunnus thynnus* -SELFDOOT- (KBBE-2007-1-2-09), financiado por Séptimo Programa Marco. Unión Europea.

TAXON Estudios Ambientales. 2011. Seguimiento ambiental del vertido de los experimentos de alimentación de juveniles de atún rojo (*Thunnus thynnus*) frente a la Cala del Gorguel. Informe del Suproyecto 4 (Nutrición y Alimentación): Proyecto Self-sustained Aquaculture and Domestication of Bluefin Tuna *Thunnus thynnus* -SELFDOOT- (KBBE-2007-1-2-09), financiado por Séptimo Programa Marco. Unión Europea.

TAXON Estudios Ambientales. 2012. Mejora de Parámetros de Gestión en el Cultivo de Dorada (IDI-20091040) Informe del Proyecto financiado por CDTI Thingstad TF, Krom MD, Mantoura RFC, Flaten GAF and others (2005) Nature of phosphorus limitation in the ultraoligotrophic eastern Mediterranean. Science 309:1068-1071

Troell, M. Kaushik S.J. 2010. «Taking The Fish-In Fish-Out Ratio A Step Further - Stockholm Resilience Centre». Aquaculture Europe.

Tuya F, Boyra A, Sanchez-Jerez P, Haroun R (2005) Non-metric multivariate analysis of the demersal ichthyofauna along soft bottoms of the Eastern Atlantic: comparison between unvegetated substrates, seagrass meadows and sandy bottoms under the

influence of seacage fish farms. *Marine Biology* 147: 1229-1237.

Vidal, M y Duarte, CM. 2000. Nutrient accumulation at different supply rates in experimental Mediterranean planktonic communities. *Mar Ecol Prog Ser.*, 207:1-11.

Vidal, M; Sabata, A.; Roldán, C.; Peters, F.; Marrasè, C.; Guayadol, O. & Bayer, M.2004. Variable POM stoichiometry in mediterranean plankton communities:combined effects of turbulence and phosphorous limitation. *Geophysical research Abstracts*. Vol 6, 04061.

Vidal, M y Duarte, CM. 2000. Nutrient accumulation at different supply rates in experimental Mediterranean planktonic communities. *Mar Ecol Prog Ser.*, 207:1-11.

Vázquez, J.A. Díaz, J. Y Medialdea T. 1990 MAPA GEOLÓGICO DE LA PLATAFORMA CONTINENTAL ESPAÑOLA Y ZONAS ADYACENTES, ESCALA 1:200.000, Nº 79-79E (MURCIA), MEMORIA Y HOJA SERVICIO DE PUBLICACIONES DEL MINISTERIO DE INDUSTRIA Y ENERGÍA (Eds.) 147.pag Madrid 1990.

Vita R, Marín A, Madrid JA, Jiménez-Brinquis B, Cesar A, Marín-Guirao L, 2004. Effects of wild fishes on waste exportation from a Mediterranean fish farm. *Marine Ecology Progress Series* 277: 253-261.

Walker, L.J.y Johnston, J. 1999. Guidelines on the Assessment of Indirect and Cumulative Impacts as well as Impact interactions European Commission. European Commission. Luxembourg Office for Official Publications of the European Communities 169 pp.(ISBN 92-894-1337-9).

Ward, T.M., Hoedt, F., McLeay, L., Dimmlich, W.F., Kinloch, M., Jackson, G., McGarvey, R., Rogers, P.J. and Jones, K. (2001) Effects of the 1995 and 1998 mass mortality events on the spawning biomass of sardine, *Sardinops sagax*, in South Australian waters. *ICES Journal of Marine Science* 58:865-875

WWF. 2005. Risk on local fish populations and ecosystems posed by the use of imported feed fish by the tuna farming industry in the Mediterranean.
zotero:http://wwl.panda.org/media_centre/publications/?20233/Risk-on-local-fish-populations-and-ecosystems-posed-by-the-use-of-imported-feed-fish-by-the-tuna-farming-industry-in-the-Mediterranean

Youngson AF, Dosdat A, Saroglia M, and Jordan WC, 2001. Genetic interactions between marine finfish species in European aquaculture and wild conspecifics. *Journal of Applied Ichthyology* 17:153-162

Zupo V., Mazzella L., Buia M.C., Gambi M.C., Lorenti M., Scipione M.B., Cancemi G. 2006.A small-scale analysis of the spatial structure of a *Posidonia oceanica* meadow off the Island of Ischia (Gulf of Naples, Italy): relationship with the seafloor morphology. *Aquatic Botany*, 84, 101-109.